

UNIVERZITA KARLOVA V PRAZE

PŘÍRODOVĚDECKÁ FAKULTA

Ústav hydrogeologie, inženýrské geologie a užité geofyziky



**Polyaromatic hydrocarbons
in the Ostrava region**

**Polycyklické aromatické uhlovodíky
v ostravském regionu**

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Jan Hloušek

Vedoucí : RNDr. Josef V. Datel

Abstract

The polycyclic aromatic hydrocarbons cause a big safety risk and encumbrance for natural ecosystems and exposed human population because of their physical and chemical properties and the high – level toxicity. One of the important mechanisms of their transport is spreading by the rivers together with the surface water. The region of Ostrava with environs belongs to the most affected areas polluted by PAH's in Czech Republic. Despite of the decline of industry works and acceptance of more effective preventive measures and procedures of recovery, the concentrations of PAH's doesn't decrease in water in the region. It's particularly a consequence of long-term polluting of the water and atmosphere which caused the contamination of river sediments, especially near of ex-industry centers. These objects of contaminated sediments become a permanent resource of pollution for the whole area. The current source, which primary pollutes atmosphere, has a considerable part on the contamination on environment. The pollution by PAH's extensively restricts chance to use surface water and groundwater in many areas. That's the reason why it's necessary to make a steps for effective reducing pollution of surface catchment area by contaminants from old load and current sources to restrict their breakthrough into surface water and transporting by watercourse. First of these steps has to be an increasing of frequency and density monitoring the PAH's presence in surface water and precise selecting of all important sources of pollution in the catchment area of river Odra.

Abstrakt

Polycyklické aromatické uhlovodíky představují kvůli svým fyzikálně – chemickým vlastnostem a značné toxicitě velké bezpečnostní riziko a zátěž pro přírodní ekosystémy i lidskou populaci vystavenou znečištěnému prostředí. Jedním z důležitých mechanismů jejich transportu je šíření říční sítí spolu s povrchovou vodou. Ostravský region a jeho okolí patří v České republice k oblastem nejvíce postiženým znečištěním PAU. Navzdory ústupu průmyslové činnosti a přijímání účinnějších preventivních opatření a sanačních postupů koncentrace PAU ve vodě celého území neklesají. Je to zejména důsledek dlouhodobého znečišťování vody a ovzduší, což vedlo ke kontaminování říčních náplavů zejména v blízkosti bývalých průmyslových center. Tato tělesa kontaminovaných sedimentů se stávají trvalým zdrojem zamoření pro celé jejich okolí. Značný podíl na kontaminaci prostředí mají i současné zdroje primárně znečišťující atmosféru. Znečištění PAU v řadě oblastí značně limituje možnost využívání povrchové i podzemní vody. Je proto nezbytné podnikat kroky k účinnému snížení dotace plochy povodí kontaminanty ze starých zátěží i současných zdrojů a k omezení jejich průniku do povrchové vody a transportu vodními toky. Prvním z nich musí být zvýšení frekvence a hustoty monitorování výskytu PAU v povrchové vodě a přesné vytipování všech významných zdrojů znečištění v povodí Odry.

Poděkování

Rád bych na tomto místě poděkoval především svému školiteli panu RNDr. Josefu V. Datlovi, PhD. za potřebné rady a neocenitelnou podporu a trpělivost. Dále chci poděkovat paní Ing. Elišce Maškové a panu RNDr. Janu Gruntorádovi, CSc. za poskytnutou pomoc a za ochotu, s níž mi vyšli vstříc a také Ing. Romanu Pavlíkovi za odborné technické rady.

Obsah

Abstrakt	2
1. Úvod	5
2. Sledovaná oblast	6
2.1.1. Vymezení oblasti	6
2.1.2. Základní členění oblasti	6
2.2. Charakteristika říční sítě	7
2.3. Srážková charakteristika oblasti	10
2.4. Vodní zdroje ve sledované oblasti	11
2.5. Geologická charakteristika oblasti	13
2.5.1. Prostor Nizkého Jeseníku	13
2.5.2. Prostor Karpatské předhlubně	19
2.5.3. Prostor Karpatských příkrovů	26
3. Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU)	35
3.1. Úvod do problematiky	35
3.2. Popis	35
3.3. Společné vlastnosti PAU	37
3.3.1. Persistence	37
3.3.2. Bioakumulace	38
3.3.3. Transport	38
3.3.4. Toxicita	39
3.4. Zdroje PAU	42
3.4.1. Přirozené zdroje	42
3.4.2. Antropogenní zdroje	43
4. Platné normy a limity pro koncentrace PAU	44
5. Metodika a průběh postupu	46
5.1. Použitá data	47
5.1.1. Hydrogeologický význam dat	48
5.1.2. Kvantita dat	50
5.1.3. Kvalita dat	51
5.2. Pracovní postup	51
5.2.1. Filtrace dat z poskytnutých datových souborů	52
5.2.2. Separace dat podle využitelnosti pro časové či prostorové analýzy	52
5.2.3. Analýza separovaných dat	53
6. Výsledky	53
6.1. Povrchová voda	53
6.1.1. Opava	54
6.1.2. Ostravice	55
6.1.3. Odra	56
6.1.4. Olše	57
6.1.5. Vývoj kontaminace na sledovaných říčních profilech	57
6.2. Sedimenty a plaveniny	62
6.3. Freatická voda	63
6.4. Atmosféra	66
7. Diskuze k výsledkům	68
7.1. Distribuce kontaminace v Ostravském regionu a zdroje znečištění životního prostředí	68
7.2. Zranitelnost zdrojů pitné vody ve sledované oblasti	70
7.3. Ohrožení zdraví obyvatel	71
8. Závěr	72
Seznam použité literatury a internetových zdrojů	73

1. Úvod

Ostravský region a oblasti k němu přilehlé se vyznačují vyšší koncentrací těžkého průmyslu díky bohatým ložiskům kvalitního černého uhlí nalézajícím se v jižním výběžku Hornoslezské pánve, který zde zasahuje na české území. Tato oblast je rovněž značně zalidněna, zejména v blízkostech hlavních průmyslových center (Ostrava, Karviná, Třinec aj.), a tudíž disponuje i hustší sítí dopravních komunikací. V důsledku těchto faktorů je zde životní prostředí více nepříznivě ovlivněno, a proto zde existuje zvýšené riziko intoxikace obyvatel. Jedním z nejnebezpečnějších a zároveň nejrozšířenějších kontaminantů je skupina polycyklických aromatických uhlovodíků (PAU).

Hlavními zdroji těchto polutantů jsou v ostravském regionu tělesa starých ekologických zátěží, odpadní vody z průmyslové činnosti a těžby a ovzduší znečištěné zplodinami z průmyslu a dopravy. Tyto látky se vyznačují různým stupněm toxických a karcinogenních účinků na všechny živé organismy, navíc mají schopnost kumulovat se v potravních řetězcích a způsobovat tak chronické otravy. Cílem mé práce je zhodnotit znečištění v oblasti ostravského regionu v období let 2000 – 2010, zjistit jeho stav a odhadnout budoucí vývoj, dále popsat nejvýznamnější transportní a kumulační procesy a stanovit hlavní zdroj znečištění. Prvořadým cílem mé práce je především upozornit na popsany problém, varovat před ním a za pomoci dostupných dat navrhnout opatření vedoucí k jeho postupnému vyřešení.

2. Sledovaná oblast

2.1.1. Vymezení oblasti

Rozsah sledované oblasti Ostravského regionu je uměle stanoven a nekopíruje přesná vymezení žádných geografických ani geologických celků s výjimkou omezení státní hranicí, ale zhruba zahrnuje tu část plochy Moravskoslezského kraje, která je vystavena největšímu ohrožení znečištění látkami ze skupiny PAU a přilehlé území. Patří sem průmyslové oblasti, které se nacházejí především v údolí Odry, Opavy a Olše na linii Opava – Třinec a území středního toku Odry, která se největší měrou podílí na transportu kontaminantů povrchovou vodou z větších aglomerací na jejím horním a středním toku. Vedle nich jsem do sledovaného prostoru zařadil i část území Oderských vrchů a Moravskoslezské Beskydy. Důvodem toho je fakt, že životní prostředí v těchto oblastech není narušeno průmyslovou činností přímo znečišťující vodu a půdu a jediným významným zdrojem PAU zde proto může být znečištění atmosféry zanesené do těchto oblastí z prostorů více postižených průmyslem a dopravou. Díky absenci jiných významných zdrojů je tak možno na této části území Oderských vrchů a v Moravskoslezských Beskydách stanovit samostatný vliv atmosféry na znečištění území.

Oblast zasahuje spodní části povodí Odry, spodní části povodí jejího přítoku Opavy, prakticky celou plochu povodí Ostravice a českou část povodí Olše. Uměle stanovená hranice vymezující západní a jižní okraj oblasti vybíhá z Vávrovic nad Opavou k jihu přes Otice, Hradec nad Moravicí, Jelenice, Větrkovice, Kamenku a Jakubčovice nad Odrou. Od Jakubčovic vede hraniční linie přes Dobešov, Jeseník nad Odrou, Nový Jičín, Lichnov, Frenštát pod Radhoštěm a Trojanovice. Odtud vede dál k VJV napříč CHKO Beskydy přes soutok Bílé a Černé Ostravice až na státní hranici k hraničnímu přechodu Konečná. Odtud se okraj sledované oblasti stáčí k severu a k východu, kopíruje státní hranici se Slovenskem a Polskem a uzavírá oblast ve Vávrovicích nad Opavou v místě, kde se státní hranice stýká s řekou Opavou.

2.1.2. Základní členění oblasti

Klimatické, hydrologické a hydrogeologické poměry jsou ve sledované oblasti značně různorodé a jsou dány rozdílnou geomorfologií resp. geologií a pestrá geologická historie dvou dílčích geologických celků, které do oblasti zasahují (Chlupáč, 2002). Oblast leží na rozhraní základních geologických jednotek České republiky, na pomezí útvarů Českého masivu a Západních Karpat.

Z jednotky Českého masivu sem zasahuje nejvýchodnější část jesenického bloku představovaného horninami kulmu útvaru Nízkého Jeseníku a jižním cípem sedimentů české části Hornoslezské pánve,

která je na většině své rozlohy překryta terciárními sedimenty Karpatské předhlubně. Vnější jednotka Západních Karpat je zde zastoupena jednak flyšovými horninami Vnější (Menilito – Krosněnské) skupiny příkrovů a v okolí Jablunkova i Magurské skupiny příkrovů zabírajícími území Moravskoslezských Beskyd v jižní a východní část oblasti, a také sedimenty Karpatské předhlubně, které zaujímají prostor Moravské brány, širokého okolí Ostravy a pás podél celé severní hranice oblasti Ostravska od Albrechtic až po Opavu. Z hlediska režimu povrchové a podzemní vody jsem sledovanou oblast rozdělil na tři základní celky se zcela typickými hydrogeologickými poměry :

1. Prostor Nízkého Jeseníku
2. Prostor Karpatské předhlubně
3. Prostor Karpatských příkrovů

2.2. Charakteristika říční sítě

Celé sledované území se nachází v povodí řeky Odry spadající do úmoří Baltského moře. Povodí má rozlohu 4720,59 km² s nejvyšším bodem na vrchu Lysá hora v Moravskoslezských Beskydech s výškou 1323 m.n.m. a nejnižším místem na soutoku Odry a Olše na úrovni 190 m.n.m. (Povodí Odry, 2011). V důsledku mělkých zvětralinových pokryvů v prostoru Nízkého Jeseníku a nižší propustnosti miocenního podloží v prostoru Karpatské předhlubně (viz dále hydrogeologický popis) je říční na tomto území poměrně hustá. Největší hustoty však dosahuje na v prostoru Karpatských příkrovů. Příčinou toho je dynamický reliéf s tenkým zvětralinovým pláštěm a velmi špatná celková propustnost flyšového podloží s litologicky oddělenými tělesy akviferů. V prostoru Karpatských příkrovů mají rovněž četné tektonické poruchy a pestrá litologie největší vliv na směr koryt vodních toků a strukturu říční sítě (Chlupáč, 2002). Nejvýznamnějšími toky oblasti, která je předmětem našeho zájmu, jsou Odra a její přítoky Opava, Ostravice a Olše.

Odra vtéká do sledované oblasti v Jakubčovicích nad Odrou na 86,1 říčním km v nadmořské výšce 305 m.n.m. a průměrný průtok zde činí cca 4 m³/s (tento údaj je platný pro město Odry, vzdálené 4,5 km po proudu). Řeka opouští oblast na státní hranici s Polskem v místě soutoku s Olší pod Bohumínem v nadmořské výšce 190 m.n.m.. Dlouhodobý průměrný průtok Odry nad soutokem je 49 m³/s a po soutoku s Olší činí 63 m³/s. K jejím větším přítokům patří na zkoumaném území Jičínka, Lubina, Ondřejnice, Opava, Ostravice a Olše (Povodí Odry, 2011).

Povodí samotné Odry bez větších přítoků se na sledovaném území rozkládá především v jižní a východní části prostoru Nízkého Jeseníku a v prostoru karpatské předhlubně. Zatímco v elevaci odolnějších hornin v prostoru Nízkého Jeseníku se pohybuje hodnota spádu Odry kolem 2 ‰ a u jejích drobnějších přítoků běžně přesahuje i 4 ‰, v prostoru Karpatské předhlubně na podloží nezpevněných

sedimentů dosahuje nejvýše 1 ‰. Plochý terén nalézající se v Karpatské předhlubni, jehož osu sleduje hlavní směr řečiště Odry, je místem přirozeného vývoje říčních meandrů středního toku Odry. Na úseku tohoto území mezi Jeseníkem nad Odrou a jižním předměstím Ostravy byla vyhlášena CHKO Poodří se zachovalými biotopy údolní nivy s lužním lesem (Povodí Odry, 2012).

Opava je druhou největší řekou ve sledované oblasti, která zahrnuje pouze menší část jejího celého povodí. Na zkoumaném území přitéká Opava v obci Vávrovce na 43,9 říčním km v nadmořské výšce cca 260 m.n.m.. Průměrný průtok na měrném profilu ležícím od Vávrovic 4,7 km po proudu na soutoku Opavy s potokem Ostrá je 7,59 m³/s. Je nejvydatnějším přítokem Odry, do níž se vlévá v Ostravě – Třebovicích ve výšce 206 m.n.m. (Povodí Odry, 2013). Jejím jediným významným přítokem ve sledované oblasti je řeka Moravice (viz tabulka 1)).

Pravé přítoky Opavy na zkoumaném území zasahují do prostoru Nížkého Jeseníku, který se vyznačuje členitějším terénem a vyššími spády drobnějších vodních toků v této oblasti. Řeka Moravice ve sledované oblasti v hluboce zařiznutých meandrech koryta mezi Podhradím a Hradcem nad Moravicí dosahuje spádu 4,5 ‰, pod Hradcem pak kolem 3‰. Samotná Opava a levá strana jejího povodí se na zkoumaném území nalézá v prostoru Karpatské předhlubně s plochým terénem tvořeným kvartérními sedimenty. Opava zde dosahuje průměrného spádu cca 1,2 ‰.

Sledovaná oblast zahrnuje většinu plochy povodí řeky Ostravice. Pramen Bílé Ostravice se nachází ve výšce 720 m.n.m. na lokalitě Bílá - Hlavatá. Nejvyšším bodem jejího povodí je Lysá hora s výškou 1323 m.n.m.. Soutok s Odrou se nalézá ve výšce 200 m.n.m. Významnějšími přítoky Ostravice jsou Čeladenka, Morávka se svým přítokem Mohelnicí, Olešná a Lučina (Povodí Odry 2011).

Na horním a středním toku odvádí říční síť Ostravice vodu z prostoru Karpatských příkrovů a spodním tokem zasahuje do prostoru Karpatské předhlubně. V příkrém reliéfu centrálních partií Moravskoslezských Beskyd se nad nádrží Šance pohybuje spád řeky v řádu procent a pod nádrží klesá spolu s terénem se spádem cca 9 ‰. Mezi Frýdkem – Místkem a Paskovem opouští prostor Karpatských příkrovů a s průměrným spádem do 2 ‰ přitéká k soutoku v Ostravě (Povodí Odry, 2013).

Řeka Olše pramení v Polsku a na sledovanou oblast přitéká na soutoku s Oleškou 1,5 km nad obcí Bukovec ve výšce 450 m.n.m. na 72,8 říčním km. Přibližně jedna třetina jejího povodí se nalézá mimo sledovanou oblast v Polsku. Jako hraniční řeka ústí do Odry pod Bohumínem v nadmořské výšce 190 m.n.m.. Jejími největšími přítoky po levé straně jsou Lomná se Stonávkou a největším pravým přítokem je Petrůvka, jejíž povodí se ze 6/7 nachází na Polském území (Povodí Odry, 2012).

V tabulce 1) je uveden seznam významných toků s průtokem vyšším než 1 m³/s.

Tab. 1)

přítok	název toku	řiční km	Přibližná rozloha povodí v	% z rozlohy	spád horní	spád dolní	průtok na
Odry		soutoku	oblasti (km²)	oblasti	tok ‰	tok ‰	ústí m³/s
	Odra		4 720,6	100	2	1	63
P	Jičínka	58,7	113,76	2,41	4	2	1,33
P	Lubina	31,6	195,89	4,15	6	2	2,3
P	Ondřejnice	-	99,4	2,11	25	2,5	1,2
L	Opava	17,5	2039,11	43,20	5	1	17,6
P	Ostravice	10,9	826,79	17,51	X%	1,5	15,5
P	Olše	0	1120,67	23,74	10	2	14
přítok	název toku	řiční km	rozloha	% z rozlohy	spád horní	spád dolní	průtok na
Opavy		soutoku	povodí (km²)	oblasti	tok ‰	tok ‰	ústí m³/s
P	Moravice	33,2	900,8	19,08	X%	4	8,98
přítok	název toku	řiční km	rozloha	% z rozlohy	spád horní	spád dolní	průtok na
Ostravice		soutoku	povodí (km²)	oblasti	tok ‰	tok ‰	ústí m³/s
L	Čeladenka	37,5	59,9	1,27	X%	2	1,39
P	Morávka	25,3	147,97	3,13	X%	9	4,14
L	Olešná	-	66,16	1,40	20	4	1,07
P	Lučina	4,7	197,13	4,18	X%	2	2,45
přítok	název toku	řiční km	rozloha	% z rozlohy	spád horní	spád dolní	průtok na
Morávky		soutoku	povodí (km²)	oblasti	tok ‰	tok ‰	ústí m³/s
L	Mohelnice	-	36,7	0,78	12	3	1,13
přítok	název toku	řiční km	rozloha	% z rozlohy	spád horní	spád dolní	průtok na
Olše		soutoku	povodí (km²)	oblasti	tok ‰	tok ‰	ústí m³/s
L	Lomná	-	70,5	1,49	30	10	1,46
L	Stonávka	21	118,27	2,51	10	2	1,7
P	Petrůvka	12,8	146,52	3,10	4	1	1,27

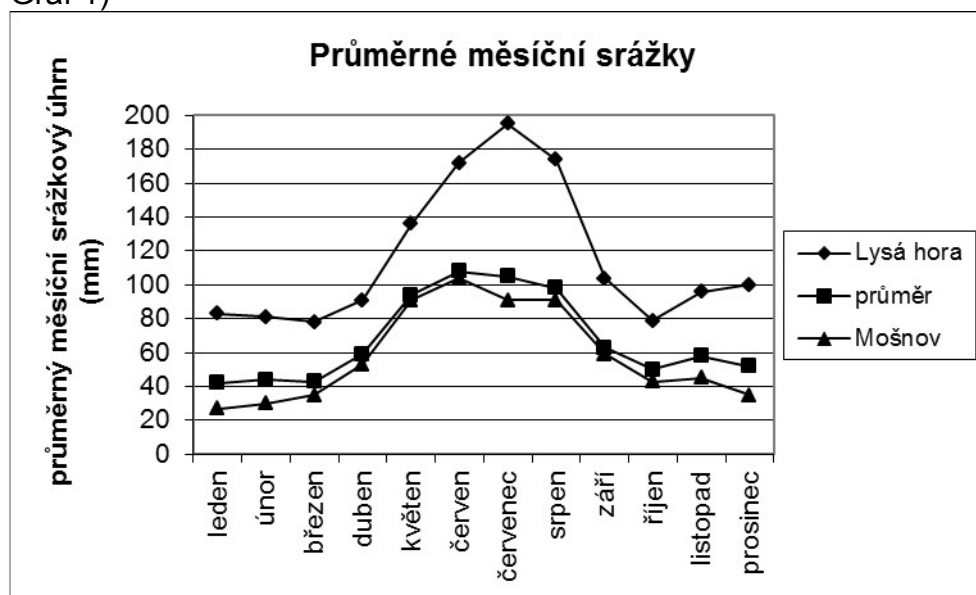
Velikost a kolísání průtoků vody říčním systémem závisí na rozložení a vydatnosti sezónních srážek a na hydrogeologických poměrech v povodí (viz dále). Velikost průměrných průtoků vodním tokem je přímo úměrná rozloze povodí a jeho expozici vůči srážkám. Úroveň a rychlost nástupu zvýšení průtoků ve vodních tocích po srážkové události vychází z intenzity a délky trvání srážky, a také na retenční schopnosti povodí, především pak jeho pokryvu (Hynie, 1961).

2.3. Srážková charakteristika oblasti

Různorodost klimatických podmínek v prostoru povodí se odvíjí především od nadmořské výšky terénu a rozmanitosti reliéfu. Nejpodstatnějším z klimatických parametrů pro účely charakterizace vodní režimu jsou srážkové úhrny. Průměrné úhrny srážek stoupají se schopností terénních elevací typu horských hřbetů zachycovat srážky. V členitějším reliéfu prostoru Karpatských příkrovů je tedy zpracování celkových průměrných srážek v oblasti hrubou generalizací, jelikož se srážkové úhrny značně liší podle lokality sledování. Na návětrné Z a SZ straně hřebenů Moravskoslezských Beskyd mohou být roční úhrny místy téměř dvojnásobné oproti svahům po směru větru. Na území horských hřebenů Moravskoslezských Beskyd se pohybují roční srážkové úhrny v širokém rozmezí kolem 1000 - 1600 mm (ČHMÚ, 2012), což odpovídá dotaci vodou 1000-1600 l/m² za rok a na Lysé hoře činí průměr ročního srážkového úhrnu 1459 mm. Průměrný úhrn ročních srážek celé plochy horního povodí Ostravice činí 1203 mm, horní Morávky 1304 mm a horní Olše 1112 mm (Povodí Odry, 2011).

Data z níže položených částí povodí již považuji za objektivnější, vzhledem k nižší heterogenitě úhrnů srážek na sledovaných plochách. V prostoru Nízkého Jeseníku a Karpatské předhlubně je díky méně členité morfologii intenzita srážek i jejich heterogenita v prostoru výrazně nižší. Díky ploššímu reliéfu a částečnému efektu srážkového stínu vyvolaného masivem Hrubého Jeseníku dosahuje v prostoru Nízkého Jeseníku průměrný roční úhrn srážek zhruba 739 mm. V rovinatém reliéfu prostoru Karpatské předhlubně je pak průměrný srážkový úhrn mírně vyšší – dosahuje zde hodnot 746 mm (Povodí Odry, 2012).

Graf 1)



Z grafu 1) je zřejmé, že srážkový trend se v oblasti vrchní i spodní části povodí výrazně neliší a hlavní rozdíl hraje pouze objem srážek. Přesto je možné zřetelně sledovat, že průběh srážkového rozložení během roku je v prostoru Karpatské předhlubně zřetelně plynulejší a vyrovnanější. Důvodem je menší závislost hodnoty celkových srážkových úhrnů na sezónních variacích silných srážek. Reliéf horské oblasti je schopen zachytit i slabé srážkové vlny, k jejichž precipitaci nad plochou krajinou předhlubně vůbec nedojde.

Veškeré informace o srážkových poměrech oblasti jsem čerpal ze zdrojů ČHMÚ a Povodí Odry volně přístupných na internetu. Hodnoty srážkových úhrnů představují průměry z let 1961 – 1990.

2.4. Vodní zdroje ve sledované oblasti

Největšími zdroji pitné vody pro sledovanou oblast jsou nádrž Kružberk (odběr 34 929 000 m³/rok) na řece Moravici na území Nízkého Jeseníku a nádrže Šance (odběr 31 767 000 m³/rok) a Morávka (odběr 7 233 000 m³/rok) na území Beskyd na horním povodí Ostravice. Tyto vodní zdroje se nachází mimo vlastní ostravský region, ale společně se podílejí na zásobení jeho vodovodní sítě. (Povodí Odry, 2013). Značná část obcí ležících mimo areály nejhůře postižené znečištěním využívá pro zásobování pitnou vodou místní zdroje. V prostoru Nízkého Jeseníku a Karpatské předhlubně jim k jímání většinou slouží akumulace freatické vody v říčních náplavech menších toků, nebo vzácnější vydatnější prameny ve zvětralinovém pokryvu. V prostředí karpatského flyše jsou pak často jako zdroje pitné vody užívány prameny a vrty jímající vodu z propustné tektonické poruchy nebo z polohy pískovců (Hynie, 1961).

Kvůli znečištění vody převážně z průmyslových podniků a starých zátěží se naprostá většina zdrojů v této oblasti používá pouze pro jímání vody užitkové. Největší zdroje užitkové vody zde slouží pro účely průmyslu, těžby černého uhlí a pro energetické využití (Tab. 2)). V tabulce 3) jsou pak uvedeny jímací objekty užitkové vody s odběrem nad 4 000 000 m³/rok

Tab. 2)

Hospodářské sféry	Skutečně odebrané množství [tis. m ³ .rok ⁻¹]	Skutečně odebrané množství [%]	Povolené množství [tis. m ³ .rok ⁻¹]	Povolené množství [%]	Počet uživatelů
Komunální	78 955	44.5	90 140	32.2	15
Potravinářský průmysl	85	0.05	400	0.15	2
Průmysl	61 865	34.9	120 700	43.2	37
Energetika	17 440	9.8	36 400	13.0	12
Těžba nerostných surovin	18 040	10.2	22 845	8.2	12
Zemědělství	50	0.03	95	0.03	3
Ostatní	875	0.5	8 820	3.2	25
Celkem	177 310	100	279 400	100	106

Zdroj: Povodí Odry 2013

Tab. 3)

Název odběru povrchové vody	Vodní tok	Odvětví provozu	Odběr tis.m ³ /rok
MITTAL STEEL OSTRAVA, VD Žermanice	Lučina	průmysl	22 910,2
ENERGETIKA TŘINEC, Olše-horní jez	Olše	průmysl	8 585,2
BIOCEL PASKOV, VD Žermanice	Lučina	průmysl	6 846,4
EVI OSTRAVA - Hrabůvka	Lučina	energetika	6 607,6
EZ ELEKTRÁRNA DĚTMAROVICE	Olše	energetika	6 154,3
BC MCHZ OSTRAVA	Odra	průmysl	4 610,9
BIOCEL PASKOV, VD Olešná	Olešná	průmysl	4 315,8
SM STONAVA, VD Těrlicko	Stonávka	těžba	4 059,6

Zdroj: Povodí Odry 2013

Na dlouhodobém znehodnocení potencionálních zdrojů povrchové a freatické vody v centru ostravského regionu na území dolního toku Odry, Opavy, Ostravice a Olše má vedle znečištění komunálními odpadními vodami hlavní podíl kontaminace toků vypouštěnou odpadní vodou průmyslu a energetiky. Kontaminace oxidy dusíku a fosforem pocházející z intenzivně zemědělsky využívané půdy se do říční sítě dostává pozvolnou infiltrací s freatickou vodou. V tabulce 4) je uveden stručný přehled hlavních producentů odpadních vod.

Tab. 4)

Hospodářské sféry	Vypouštěné množství [tis. m ³ .rok ⁻¹]	Vypouštěné množství [%]	Počet uživatelů
Komunální	121 925	59.3	319
Zemědělství (bez rybářství)	0	0	0
Průmysl	79 755	38.8	101
Energetika	2 310	1.1	1
Ostatní	1 590	0.8	50
Celkem	205 570	100.0	471

Zdroj: Povodí Odry 2013

V současné době díky striktnímu dodržování limitů znečištění vypouštěné vody činí podíl těchto zdrojů kontaminace pouze necelých 10% (Mašková, 2011) z celkové recentní dotace životního prostředí polycyklickými aromatickými uhlovodíky.

2.5. Geologická charakteristika oblasti

2.5.1. Prostor Nízkého Jeseníku

2.5.1. a) Vymezení území

Geologické podloží v prostoru Nízkého Jeseníku je tvořeno deformovanou marinní pánve dočasně otevřenou při úpatí vznikajícího Variského pásevního pohorí. S postupem orogeneze pak došlo k ukončení sedimentace a následné deformaci sedimentární výplně pánve. Materiálem výplně jsou mocné zvrásněné vrstvy flyšových akumulací prachovitých a jílovitých břidlic s podílem organické složky (kulmu), drob obsahujících klasty kulmu. (Chlupáč, 2002). Prostor Nízkého Jeseníku v rámci sledované oblasti Ostravska zahrnuje území, kde se karbonské horniny jesenického kulmu vyskytují u povrchu a podílejí se na reliéfu krajiny. Území tvoří ostrý výběžek ohraničený ze severu přibližně linií Hradec nad Moravicí – Raduň – Nové Sedlice – Háj ve Slezsku – Dobroslavice – Děhylov a z jihovýchodního okraje hrubou linií Děhylov – Krásné pole – Zbyslavice – Bílovec – Fulnek – Kletné – Pohoř. Nerovné denudační, nebo tektonicky predisponované okraje prostoru vymezuje nástup terciálních sedimentů Karpatské předhlubně, jenž nasedají na podložní karbonské usazeniny. Jižní a východní část prostoru spadá do povodí Odry, západní a severní kraj území je odvodňován Opavou, resp. jejím přítokem Moravicí.

2.5.1. b) Geologická historie a stratigrafie

Karbonské horniny prostoru Nízkého Jeseníku představují svrchní součást výplně rozsáhlého mořského sedimentačního prostoru mezi kolidujícími bloky mikrokontinentů Moldanubika s fundamentem Západosudetské oblasti (Lugika) a Brunovistulíkem, jehož blok se pod oba jmenované celky podsouval. V důsledku sílící komprese docházelo od spodního devonu k rychlému výzdvihu východního okraje Moldanubického, resp. Lugického celku, jenž se tak stal zdrojem různorodého klastického materiálu splavovaného do hluboké úpatní deprese. S rostoucím napětím v důsledku postupující kolize docházelo během spodního karbonu k přesouvání hlavního sedimentačního prostoru k východu směrem od centra orogénu a k pozvolnému zužování a zaplňování sedimentačního prostoru. Tyto změny se projeví v sedimentárním záznamu (Kachlík, 2003).

Na kompaktní fundament Brunovistulika nasedají nejprve souvrství spodnosedevonských sedimentů, které v podloží karbonu Nízkého Jeseníku vykazují postupnou zonalitu. Od západu k východu lze sledovat změny sedimentačního režimu počínaje drahanským pánevním vývojem s břidlicemi a polohami vulkanitů bazaltového složení přes přechodní ludmírovský vývoj pánevního okraje s polohami břidlic a vápenců až po platformní krasový vývoj s mocnými vápencovými komplexy, který v moravskoslezském kraji zasahuje dále na východ pod územím v současnosti překrytým uloženinami Karpatské předhlubně a patrně i Vnější skupiny příkrovů. Na západním okraji sledované oblasti Ostravska přechází sedimentace břidlic ludmírovského vývoje Ponikevským souvrstvím do karbonu, kde na ně navazují drobové formace Hornobenešovského a flyše Moravického souvrství. Na východním cípu zmíněného prostoru a v podloží Hornoslezské pánve přechází platformní vápencová sedimentace do karbonu souvrstvím líšeňským, na něž navazuje tenký komplex kulmových usazenin indikujících rychlé prohloubení sedimentačního prostoru. V prostoru Nízkého Jeseníku na podloží moravické souvrství tvořené cyklicky sedimentujícím flyšem navazují hrubší hradecké vrstvy tvořené drobami s vložkami slepenců, které vystupují k povrchu v západní části sledované oblasti. Za denudační hranicí probíhající od Hrabyně zhruba přes Pustou Polom, Slatinu, Starou Ves a Děrné na ně nasedají jemnější kyjovické vrstvy s převahou monotónních jílovitých břidlic, jež zabírají celý východní cíp prostoru Nízkého Jeseníku a jsou pozůstatkem posledního dílčího prohloubení této části sedimentačního prostoru. Ve svrchním karbonu indikuje postupné zaplňování tohoto dříve hlubšího prostoru vznik Hornoslezské paralické pánve nacházející se na území východně od areálu Nízkého Jeseníku. Na kulmové sedimenty ekvivalentní kyjovicko-hradeckému souvrství, ale s výrazně sníženou mocností zde navazuje sedimentace velmi pestrých vrstev ostravského a posléze i karvinského souvrství (Chlupáč, 2002). Plocha celé pánve s výjimkou několika výchozů se nachází v podloží autochtonních sedimentů v prostoru Karpatské předhlubně a allochtonních hornin v prostoru Karpatských příkrovů. Bazální části ostravského souvrství vycházejí přímo na povrch jen na ostrůvcích

roztříštěném okraje cípu prostoru Nízkého Jeseníku na západním konci Ostravy.

Po uzavření sedimentačního prostoru došlo k jeho postupné kompresi postupující směrem od západu k východu. To vedlo k deformaci a metamorfóze sedimentární výplně, jejichž intenzita od západního okraje směrem k východu zvolna vyznívá (Kachlík, 2003). V prostoru Nízkého Jeseníku tak lze pozorovat rozsáhlé zvrásnění sedimentů s typickými plochými synklinálními a ostrými antiklinálními strukturami ukloněnými k východu. V osních částech antiklinál zde dochází k postižení hornin křehkou tektonikou - vzniku vrásových přesmyků a násunových zlomových systémů. Amplituda vrás a osní tektonické porušení v karbonských vrstvách postupně slábne až k prostoru karvinské části Hornoslezské pánve, kde nastupuje plochý platformní vývoj sedimentů.

2.5.1. c) Tektonika

V západní partii sledované oblasti Ostravska, tedy ve východní části kulmového komplexu Nízkého Jeseníku je hlavní tektonický systém představován zlomy Lužického směru SZ-JV. Část z nich náleží k vedlejší zlomové síti kolmé na hlavní variský systém zlomů kopírující osní směr vrásových struktur z období permokarbonu reaktivované Alpisko – Himalájskými horotvornými procesy, ale převážná část vznikla přímo v důsledku Alpisko – Himalájského vrásnění při propadu v linii Labského prolomu a následného poklesu při rozšiřování mořské sedimentace České křídové pánve. Hustota zlomové sítě i velikost posunu na zlomech se snižuje od západu k východu a je tedy nejnižší právě v námi sledovaném prostoru Nízkého Jeseníku. K poslední reaktivaci tohoto zlomového systému došlo v období tzv. Saxonské tektogeneze, kdy napětí vyvolané postupujícím vrásněním karpatské soustavy na východě vedlo k vyklenutí konsolidovaného Českého masivu a následnému propadu jeho centra podél reaktivovaných radiálních zlomových zón různého původu, což vedlo ke změně říční sítě a k modelaci současné geomorfologické podoby území České republiky (Kachlík, 2003). V prostoru Nízkého Jeseníku na pomezí karpatské soustavy však byly dopady tektogeneze na původní zlomovou síť výrazně slabší, než v jiných částech masivu, a proto nevedly k uvolnění prostoru puklin dostatečného pro vznik významnějších hydraulicky vodivých zón. Došlo zde ale také k reaktivaci mladšího zlomového systému sledujícího směr karpatských příkrovů SV-JZ. Při jihovýchodním okraji jsou karbonské sedimenty porušeny křídovým zlomovým pásmem Karpatské předhlubně vzniklých v důsledku napětí vyvolaného kompresí karpatského prostoru, které bylo reaktivováno v terciéru zatížením Brunovistulického okraje hmotou příkrovů karpatského flyše a tak formováno do současné podoby systému hlubokých poklesových zlomů (Kachlík, 2003).

Oba zlomové systémy, karpatský i lužický, představují síť hlubších poklesových zlomových zón, u nichž dochází k pomalejšímu spínání s hloubkou. Výplň rozsáhlých zón i drobnějších zlomů tvoří především tektonická brekcie z úlomků karbonských břidlic a drob v jílovité matrix. Křehká hornina sama působí zanášení otevřených partií zlomů klastickým materiálem, jehož zrnitost odpovídá okolní partii hornin. Při okraji Karpatské předhlubně jsou navíc svrchní části zlomových zón zaneseny málo zpevněnými neogenními jílovci s proměnlivým obsahem písčité a organické složky. Kvůli zanesení zlomové sítě výplní s velkým podílem jílovité komponenty se tak i poměrně široké zlomové struktury vyznačují velmi nízkou propustností a propustnější promývané hluboké zlomové zóny jsou v prostoru velmi Nízkého Jeseníku vzácné. Síť drobnějších puklin v tělese karbonských sedimentů vznikala primárně už v závěrečném období Variských deformací. Jednotlivé trhliny se vyznačují těsným sepjetím a zanesením jílovitým materiálem a nezvyšují tak hydraulickou vodivost v prostředí kulmů navzdory značné hustotě této sítě soustředěné zejména do prostorů intenzivního vrásového postižení hornin (Hynie, 1961).

2.5.1. d) Reliéf a pokryv

Karbonské kulmy jsou chemicky poměrně stabilní horniny s vyšším podílem jílových minerálů. Pro tvar reliéfu je proto klíčová jejich mechanická eroze vodními toky. Mechanická odolnost flyšových sedimentů spodního karbonu v prostoru Nízkého Jeseníku závisí více na intenzitě jejich tektonického porušení, než na přímé litologii hornin. Poměrně rychlý zdvih celé oblasti během uzavírání prostoru Parathetys v předpolí Karpat způsobil vznik poměrně ostře zaříznutých údolí vodních toků, které se v kulmových sedimentech rychle zahlubovaly (Chlupáč, 2002). Celou řadu těchto hlubokých depresí vyplnily v neogénu usazeniny Karpatské předhlubně a navzdory následné denudaci zůstaly relikty jejich bazálních vrstev uchovány pod kvartérními fluvialními sedimenty např. v údolí Moravice, Gručovky, Husího potoka a Odry. Vrchy nad údolími mají většinou plochá temena k okrajům zvolna přecházející ve svahy. Směrem k severu lze sledovat rostoucí relativní výškový rozdíl mezi vrcholovými částmi reliéfu a erozní bází.

Podloží má vyšší propustnost pouze v zóně povrchového rozpukání, a to zejména na úsecích pravidelně promývaných při srážkách. Směrem do hloubky se trhliny rychle spínají i vyplňují a pod erozní bází krajiny je jejich propustnost mizivá. Temena kopců kryjí silné a málo propustné eluviální sedimenty a stráně jsou zakryty slabšími vrstvami svahovin tvořených úlomky hornin a horninovou drtí, jež mají rovněž nízkou propustnost. Zvětralinový pokryv tak blokuje zasakování srážkové vody do zóny povrchového rozpukání. Glacigenní a fluvialní usazeniny na dnech údolí jsou jediná dobře propustná sedimentární tělesa v oblasti. Menší celky propustných plochých terasových sedimentů se nalézají pouze v širších údolích Odry a Moravice (Povodí Odry, 2011).

Na převážné části prostoru Nízkého Jeseníku představují nejrozšířenější půdní typ středně těžké jílovito-hlinité a hlinité kambizemě vyvinuté na zvětralinovém pokryvu kulmů. Místy se také nacházejí relikty spraší a tělesa sprašových hlín. V údolních depresích s mělkou freatickou vodou se pak vyskytují gleje a pseudogleje, případně fluvizemě nasedající na sedimenty náplavů. Půdy na sledovaném území poskytují dostatek živin, a proto jsou zejména v jižní části oblasti na plošších temenech vrchů bohatě zemědělsky využívány a lesní porosty zde zůstávají zachovány pouze na některých strmějších svazích. V severní části s více zahloubenými povrchovými toky převažují lesy. Průmyslové oblasti, které jsou potenciálními zdroji kontaminací půdy, vody i ovzduší se nalézají při větších městech na okrajích prostoru Nízkého Jeseníku na kvartérních sedimentech plošin u větších toků (ČHMÚ, 2011).

2.5.1. e) Stručná hydrogeologie

Říční síť na zmíněném území zřetelně kopíruje pásy s intenzivnějším povrchovým rozpukáním probíhajícím podél zlomových zón. Je to zjevné podle průběhu údolí Moravice, Bukovinského potoka, Hradečné a Raduňky v povodí Opavy a Porubky, Setiny, Bílovky, Gručovy, Husího potoka a samotné Odry v úseku sledovaného prostoru, kam zasahuje její povodí. Její hustota nevykazuje v prostoru Nízkého Jeseníku podstatné změny, jelikož propustnost podloží a pokryvu je na převážné části plochy s výjimkou fluviálních a glaci-fluviálních sedimentů prakticky homogenní. Zvýšený podíl jílovité komponenty působí zadržování vody v půdě i povrchových útvech a zpomaluje reakci toků na srážky. Celkově je sledované území dosti chudé na zdroje podzemní vody.

Jímání vody se na většině plochy omezuje na mělké objekty zachycující freatickou vodu z pokryvu a zóny povrchového rozpukání pro užitkové účely. Zdroje mimo fluviální sedimentární tělesa se vyznačují nízkou vydatností i zásobností. Soustředěné prameny jsou zde vzácné a kvartérní říční náplavy úzce komunikující s vodním tokem představují jedinou vydatnější freatickou zvodně. Zvláštním příkladem je puklinový pramen v Hladkých Životicích podílející se na vodním zásobování Fulneku a okolí, jenž je zásobován ze zvodně bazálních vrstev terciálních sedimentů pod kvartérními usazeninami (Hynie, 1961). Podzemní voda puklinové sítě má střední mineralizaci typu Na-Ca – HCO₃, pH mezi 4,5 – 5,5 dle podílu srážkové vody a často vykazuje zvýšené koncentrace Fe a Mn a v případě komunikace s vodou z hlubokého oběhu obsahuje i vysoký podíl CO₂ juvenilního původu, který je reliktem terciální vulkanické aktivity v oblasti (Kvěť, 1980). Na některých hlubokých zlomových zónách se řídce vyskytují dobře propustné promývané úseky dotované podzemní vodou hlubokého oběhu z puklinových sítí i z kvartérních zvodní toků, které sledují propustnější související tektonicky predisponovaná pásma. Tyto vydatné zdroje jsou ale vzácné, a tak je převážná část vodovodní sítě

zásobována z jímacího zařízení Podhradí při přehradní nádrži Kružberk. K doplnění je v některých malých obcích mimo průmyslovou oblast užívána z říčních náplavů malých toků (Povodí Odry, 2011).

Zranitelnost zdrojů povrchové a freatické vody lze na většině území označit jako střední vinou mělké freatické zvodně, která je však před průnikem polutantu chráněna slabě propustnými vrstvami půdy a zvětralin. Obsah komponenty jílů, HFO a organické hmoty v podloží i pokryvu dovoluje širší uplatnění sorpčních procesů schopných zachytit nežádoucí látku na lokalitě a omezit rychlost rozšiřování kontaminovaného prostoru. Rychlejší spínání a zanesení puklinové sítě s hloubkou v prostředí kulmu brání rychlému zasáknutí kontaminace do hloubky kulmového podkladu, ale umožňuje plošné šíření znečištění po promytých pásmech. Pro ochranu vodních zdrojů je podstatné především včasné zaznamenání masivnějších úniků kontaminantu schopných migrovat skrze pokryv do podloží, což vyžaduje pravidelný monitoring v okolí rizikových areálů (průmyslové zóny a sklady) a rychlé uplatnění sanačních postupů, jelikož v případě průniku do nasycené zóny povrchového rozpukání může dojít k rychlejšímu rozvlečení polutantu a jeho sorpci do horniny. Aktivní sanační postupy se zde po znečištění puklinového systému jeví málo účinné a zasažená lokalita s polutantem sorbovaným do karbonských sedimentů se může stát dlouhodobým zdrojem kontaminace širšího okolí.

Více zranitelné jsou prostory údolních náplavů s mělkou freatickou zvodní ve fluvialních usazeninách přímo komunikující s vodním tokem. Na těchto plochách je nejdůležitější prevence znečišťování, jelikož dobře propustný pokryv spolu s vyšším spádem toků vede k velmi rychlému rozvlečení kontaminace do širokého areálu a zóny povrchového rozpojení tektoniky, již často říční údolí sleduje. Hlavní zdroje komunálního i průmyslového znečištění – větší obce a města – se zpravidla nacházejí v bezprostřední blízkosti povrchových toků a jejich propustných uloženin. Odpovědí je nutný pravidelný monitoring jakosti vody ze zdrojů v kvartéru náplavů a častá kontrola provozů čistíren odpadních vod. Drobné zdroje kontaminace jsou představovány malými podniky, které se v oblasti zabývají především zemědělskou činností a množstvím obytných prostor nepřipojených ke kanalizační síti, jež jsou rozptýleny na území jesenické vrchoviny. V tomto případě jsou podstatná preventivní opatření a kontroly jejich pečlivého dodržování.

2.5.2. Prostor Karpatské předhlubně

2.5.2. a) Vymezení území

Prostor Karpatské předhlubně zahrnuje pás území před čely Vnější skupiny karpatských příkrovů, kde je původní podklad tvořený devonskými a karbonskými horninami na podloží Brunovistulického fundamentu překryt souvrstvími neogenních sedimentů v různém stupni deformace. Tento prostor je ze severu omezen Státní hranicí s Polskem. Jeho západní okraj probíhá od Vávrovic nad Opavou přes Otice k Hradci nad Moravicí. Odtud obchází kulmový masiv prostoru Nízkého Jeseníku přes Raduň, Háj ve Slezsku, Děhylov, Zbyslavice, Bílovec, Fulnek, Pohoř a Hynčice. Zde přetíná hranice prostoru Moravskou bránu po linii Hynčice – Jeseník nad Odrou a dále pokračuje podél okrajů karpatských příkrovů k SV přes Bartošovice, Starou Ves nad Ondřejnicí, Paskov, Václavovice, Havířov a Albrechtice až na státní hranici. Střední šikmý pás prostoru Karpatské předhlubně od Moravské brány k Ostravě náleží do povodí Odry, západní a severní část prostoru je odvodňována jejím přítokem Opavou a severovýchodní výběžek spadá do území dílčích povodí Ostravice a Olše.

2.5.2. b) Geologická historie a stratigrafie

Stručná historie vývoje sedimentárního prostoru na západním okraji Brunovistulického mikrokontinentu až do období spodního karbonu byla již popsána v poznámkách ke geologii prostoru Nízkého Jeseníku. V tomto textu se budu věnovat nejvyšším partiím sedimentárního záznamu, tedy svrchnokarbonským uloženinám Hornoslezské pánve a jejich neogennímu pokryvu usazenému syntecktonicky s posunem Vnější skupiny karpatských příkrovů do jihovýchodní části oblasti Ostravska.

Na území, které je předmětem našeho zájmu, zasahuje Hornoslezská pánev jen jižním výběžkem své celkové rozlohy, který je ze západu omezen denudační hranicí a na jihovýchodě upadá pod karpatské příkrovy (Chlupáč, 2002). Sedimentace bazálního Ostravského souvrství navazuje ve spodním namuru na usazování hlubokovodních kulmů kyjovických vrstev. Souvrství tvoří polohy kontinentálních, přechodních a mořských sedimentů pravidelně se usazujících v cyklech několika řádů. Každý transgresní sled začíná vrstvou bazálních slepenců a pískovců na erodované pozůstatky podložních sedimentů. Pak následují uhelné prachovce s pozůstatky rostlin, černouhelná sloj a laminované jílovce usazované v brakických a marinních podmínkách. Časté jsou i polohy jemných tufů a jílovců s podílem vulkanogenního materiálu. Vrstevní sledy jednotlivých cyklů jsou poměrně málo mocné a v rámci souvrství je jich několik set. V rámci pánve je patrná časová i prostorová diverzita souvrství, v němž směrem od západu k východu klesá mocnost vrstev, a vytrácejí se polohy mořských jílovců. Směrem

do nadloží pak obecně ubývá brakických a marinních sedimentů a vulkanitů a naopak přibývá hrubších kontinentálních siliciklastik, což svědčí o pozvolném zpomalování subsidence a zaplňování sedimentačního prostoru (Chlupáč, 2002).

Ve východní, karvinské části pánve nasedá erozní bázi na paralické usazeniny Karvinské souvrství, jehož denudační pozůstatky se nachází i pod karpatskými příkrovy u Frenštátu pod Radhoštěm a u Jablunkova. Obdobně podložnímu souvrství se zde cyklicky střídají sledy bazálního pískovce, prachovce, uhelné sloje a jílovce. Oproti Ostravskému souvrství mají jednotlivé sedimentační cykly vyšší mocnosti a zcela postrádají usazeniny mořských pater a ubývá i podílu vulkanoklastik. Směrem do nadloží se pak celkově zjemňuje zrnitost sedimentů a přibývá prachovců na úkor pískovců. V prostoru Karpatské předhlubně byla zachovaná výplň Hornoslezské pánve v závěrečné fázi Variské orogeneze po ukončení sedimentace zdeformována. Zatímco v západní ostravské části došlo při vrásnění ke vzniku dvou plochých synklinál oddělených úzkými antiklinálními hřbety s tektonickým porušením podle vrásové osy, ve východní části karvinské zůstala zachována jen málo zdeformovaná původní platformní sedimentární výplň (Chlupáč, 2002).

Denudované zbytky dříve rozsáhlejší karbonské pánve jsou na většině rozlohy překryty neogenními sedimenty karpatské předhlubně patřící do systému Paratethys – předpolních pánví karpatského orogénu. Sedimentace probíhala současně s pohyby přilehlých příkrovů, a tak lze neogenní usazeniny nalézt jak pod příkrovy, tak i na nich (Kachlík, 2003)). Na Ostravsku se zachovaly sedimentární pozůstatky tří velkých miocenních transgresí, k nimž došlo v průběhu nasouvání karpatských příkrovů na Brunovistulický okraj Českého masivu. Sedimentovaly přednostně do starších erozních depresí v karbonském podloží zvaných vymýtiny. Usazeniny nejstarší eggenburgské transgrese zůstaly zachovány pouze v depresi dětmarovické vymýtiny na severu Ostravska na pomezí s Polskem. Jde o komplex dobře propustných usazenin počínající hrubšími říčními bazálními klastiky. Na komplex pak nasedá vrstva marinních písčitých jílovců. Za zmínku stojí i výskyt drobného neovulkanického tělesa nefelinitu v Otčích u Opavy se stářím vzniku datovaným do počátku eggenburgu. V průběhu následného přerušení sedimentace pak vznikly v eggenburgských usazeninách četné deprese Lužického směru SZ-JV, jež pak vyplnil další transgresní event. Sedimentární záznam pokračuje po otnangském hiátu usazením brakických písků rzehakiových vrstev.

Následuje komplex usazenin mladší karpatské transgrese zahrnující hrubší bazální kontinentální klastika (původem z čel karpatských příkrovů přisouvajících se do vnitřního prostoru předhlubně) následovaná vrstvami pestrých a šedých prachovců z brakického a marinního prostředí. Sedimentace nadložních souvrství nejrozsáhlejší spodnobadenské transgrese začíná v první fázi zdvihem erozní báze a usazováním bazálních štěrků a písků kontinentálních sutí a aluviálních těles na usazeniny karpátu a do omezených depresí. Tyto vrstvy v karbonských vymýtinách jsou označovány jako detritus (Chlupáč, 2002).

Druhá fáze velké mořské záplavy pokračuje ukládáním masivních vápnitých jílu (tégulů) v širokém území, dokonce i na předsunutých masivech příkrovů. Ve svrchním badenu zde dochází kvůli výzdvihu pánve k vysychání doloženému vrstvami evaporitů a stahování rozlohy sedimentační oblasti pouze do severní části předhlubně. Veškeré neogénní sedimenty z doby po badenu jsou zcela denudovány.

2.5.2. c) Tektonika

V prostoru Karpatské předhlubně sledují dominantní zlomové poruchy terciérní výplně směr SV-JZ přibližně rovnoběžný s čely karpatských příkrovů. Jde o systém hlubokých zdvihových a poklesových zlomů vzniklý v důsledku komprese a zatížení východního okraje Českého masivu horninami Západních Karpat. Tyto zlomy se zakládaly v karbonském podloží již od období spodní křídy, kdy v jihovýchodní části masivu začalo docházet k prvním deformacím v reakci na rostoucí napětí spojené s uzavíráním oceánu Thetys. Zasahují sem i svrchnokřídové příčné hluboké zlomové zóny Lužického směru SZ-JV navazující na tektoniku zakládající Českou křídovou pánev. V průběhu terciéru pak docházelo k časté reaktivaci starých a vzniku dalších dalších nových zlomových struktur rovnoběžných i příčných často společně se sedimentací (Kachlík, 2003). Sít mohutnějších průběžných zlomových pásem je poměrně řídká a navíc vyplněná tektonickou brekcií s vysokým podílem jílovité složky, nebo ve vyšších partiích zanesená převážně hruběji zrnitými bazálními neogénními sedimenty. V samotném komplexu neogénních usazenin v důsledku většinou posttektonické sedimentace a nízkého stupně diagenese jsou zlomové zóny navazující na podložní tektoniku vzácné. Puklinová síť zde má krátkou průběžnost a pukliny se rychle spínají s hloubkou, protože plastické deformování v jílovitých vrstvách usazenin nedovoluje otevření širších prostorů trhlin.

V podložním karbonu Hornoslezské pánve je situace poněkud složitější. Kvůli vyššímu stupni zpevnění hornin zde častěji docházelo k jejich křehkému porušení. Proto je zde puklinová síť podstatně hustší ale systém drobnějších zlomů nemůže kvůli jejich krátké průběžnosti lépe navazovat a umožňovat komunikaci podzemní vody na delší vzdálenosti. Kromě karpatských poruch směru SV-JZ a vyznívajících tektoniky Lužického směru porušují karbonské sedimenty i starší variské struktury. Jedná se především o zlomovou síť spojenou s vrásovými deformacemi západní ostravské části pánve. Hlavní systém zde sleduje průběh a úklon vrásových os a tvoří jej tedy zlomové zóny směru SV-JZ, které jsou ukloněné k JV. Nejširší a nejhlubší tektonicky porušená pásma probíhají podél hlavních struktur orlovské antiklinály oddělující ostravskou a karvinskou část pánve, michálkovické antiklinály, a drobnějších antiklinálních struktur na západním okraji Ostravy (Kachlík, 2003). Zrnitost a propustnost brekciové výplně všech zmíněných poruchových struktur ve svrchnokarbonských horninách přímo závisí na litologii konkrétních

vrstev, jimiž zlom právě prochází a v rámci jediné poruchy tak existují horizontální a subhorizontální partie různé hydraulické vodivosti kopírující dané sedimentární vrstvy, jež většinou představují dobře izolované zvodně. Vzhledem k pestrému složení pánevní výplně lze jen obecně konstatovat, že propustnost sítě zlomů v karbonu Hornoslezské pánve je oproti neogénu cca o dva řády vyšší (Květ, 1980).

2.5.2. d) Reliéf a pokryv

Prostor Karpatské předhlubně leží na bezprostředním podloží slabě zpevněných terciérních a kvartérních sedimentů s nevelkou mechanickou odolností. Reliéf je zde proto vcelku plochý, s obilými nízkými elevacemi rázu pahorkatiny ležícími na východě v podhůří Moravskoslezských Beskyd a zvláště pak na severu mezi Opavou a Ostravou při státní hranici s Polskem. V důsledku toho je přirozený hydraulický spád na území předhlubně poměrně nízký. Údolí jsou široce otevřená s plochým dnem zaplněným usazeninami, v případech velkých toků s rozsáhlým systémem stupňů říčních teras.

Pokryvné útvary nasedají na nepravidelný terciérní reliéf vzniklý říční a ledovcovou erozí podložních miocénních jílovců. Na bázi kvartérních komplexů usazenin se nalézají vrstvy přeplavených zvětralin zmíněných jílovců a také karbonských hornin v blízkosti jejich výchozů západně od Ostravy. Jsou to především štěrky a písky pocházející hlavně z přelomu období pliocén/pleistocén, které se souhrnně označují jako preglaciální sedimenty. Výše se prakticky v celém rozsahu sledované oblasti od státní hranice až po Moravskou bránu nalézají tělesa glaciálních sedimentů datovaných do středního pliocénu, které jsou pozůstatky pěti transgresí kontinentálního ledovce na naše území z období glaciálu elster a dvou transgresí z období glaciálu saale. Jedná se o slabší vrstvy nevytříděných tillů (souvkových hlín) z čelních a bazálních morén a mocnější tělesa glacialakustrinních a glacifluviálních štěrků a písků. Nezpevněné sedimenty každého transgresního eventu byly v následném období vystaveny zejména erozní činnosti řek, která usazeniny zcela odplavila, nebo jejich mocnost redukovala nebo část z nich přeplavila do současné podoby říčních teras. Nejvýraznějším komplexem glaciálních sedimentů jsou písky Opavsko – Hlučínského jezera vzniklého při ústupu ledovce v severní části regionu. V závěru pleistocénu došlo během glaciálu weichsel na sledovaném území k rozsáhlé sedimentaci spraší, jež však byly později částečně denudovány (Sedláček, 2008).

V prostoru Karpatské předhlubně plošně převažují dvě skupiny typů středně těžkých a těžkých půd. V jižní a západní části v pásu před čely příkrovů jsou to hlinité pseudogleje a gleje indikující přítomnost mělké freatické vody. V sušším severozápadním cípu prostoru pak dominují písčito-hlinité a hlinité luvizemě a hnědozemě (zvláště v blízkosti Opavy a v Sudickém výběžku). Plochy říčních náplavů pak bezprostředně zabírají fluvizemě. Lesní kambizemě jsou zde vzácné a vyskytují se

pouze na pahorkatině v okolí Vřesiny, Hlučína, Bohumína, Orlové a v Marklovickém výběžku (Povodí Odry, 2011). Půdy jsou obohacené živinami glacigenních sedimentů, ale vyšší podíl jílovité složky poněkud ztěžuje jejich optimální hospodářské využití. Navzdory tomu je valná většina oblasti intenzivně zemědělsky využívána a nachází se zde jen málo velkých souvisle zalesněných ploch v pahorkatině na severní části území. Velmi důležitou výjimkou z obhospodařovaných ploch je prostor CHKO Poodří zahrnující přirozenou nivu a lužní lesy v centrální partii údolí Odry mezi Jeseníkem nad Odrou a Ostravou.

2.5.2. e) Báňská činnost

Těžba černého uhlí na Ostravsku má na režim hlubokého oběhu podzemní vody v severní části prostoru Karpatské předhlubně zcela klíčový vliv. Polohy s hrubšími klastiky při bázích jednotlivých sedimentačních cyklů sice postrádají významnější průlinovou propustnost, ale jejich oproti vrstvám jemnějších sedimentů jsou jejich puklinové sítě více otevřené a schopné uvolnit větší statickou zásobu podzemní vody. Cyklické střídání vrstev těchto „puklinových akviferů“ a izolátorů dává v oblasti Hornoslezské pánve vzniknout systému plochých napjatých v zvodní kopírujících písčité tělesa oddělená polohami málo propustných prachovců a jílovců (Květ, 1980). Důlní díla v kombinaci s hustším puklinovým systémem pánve představují v poddolovaných oblastech rozsáhlé vodivé struktury pro podzemní vodu a umožňují vzájemnou komunikaci mezi jinak litologicky oddělenými celky. V průběhu těžby vytvářela drenáž v každém důlním díle příkrý umělý spád, vinou kterého docházelo k postupnému proplachování a vymývání hrubší puklinové výplně z okrajových partií trhlin bezprostředně otevřených do volného těžebního prostoru. Důležitým faktorem jsou také systémy zálomových trhlin vznikajících v důsledku sesedání materiálu nad výrubem. Tyto systémy probíhající napříč vrstvami se vyznačují otevřenými puklinami, které umožňují rychlejší vertikální proudění podzemní vody.

Na řadě lokalit dosáhly zálomové trhliny do vrstev neogénních usazenin karpatské předhlubně, což několikrát vedlo ke katastrofálním průvalům vod z bazálních vrstev detritu, nebo dosáhly dokonce až k povrchu, čímž otevřely přímé komunikační cesty mezi freatickými vodami kvartérních sedimentů a podzemní vodou z důlních prostor (Květ, 1980). Prostory takto zaplavené již prakticky nebylo možné odčerpát. Navzdory sanačním pracím s cílem zachovat uzavřené proudění v otevřených dolech a izolovat stará důlní díla zde dochází skrze promyté partie systému puklinové sítě a otevřené zálomové trhliny ke kontaktu a mísení podzemní vody z různých zvodní. Důlní činnost v Hornoslezské páni na některých lokalitách hydraulicky propojila řadu oddělených akviferů – hluboký puklinový kolektor báze karbonu, zvodnělé zlomové zóny v kulmu přivádějící vodu z prostoru Nízkého Jeseníku, polohy hrubých klastik Hornoslezské pánve, písčité partie komplexů neogénních sedimentů a vrstvy glaciálních usazenin s

freatickou zvodní přímo komunikující s vodou povrchovou (Povodí Odry, 2013). V současnosti je většina hustě rozmístěných důlních komplexů na Ostravsku uzavřena a sanována. Důlní činnost OKD dosud probíhá v dolech Darkov a ČSM ve Stonavě a v důlních závodech Karviná Lazy a Karviná ČSA.

2.5.2. f) Stručná hydrogeologie

Současná podoba říční sítě se ve sledované oblasti vytvořila v průběhu kvartéru jako důsledek činnosti kontinentálního ledovce na našem území. Dolní toky větších řek měly původně anastomózní charakter, nebo meandrovaly ve vlastních náplavech. Nyní jsou ale v severní polovině území velké úseky jejich koryt nivelovány a tvar sítě jejich přítoků byl často přeorganizován kvůli optimálnějšímu zemědělství – zejména v sušší oblasti mezi Opavou a Ostravou, nebo přizpůsoben potřebám důlní činnosti v blízkém okolí těžebních zařízení (Povodí Odry, 2012). V pásu předhlubně před čely příkrovů je mocnost kvartérních sedimentů nižší, usazeniny obsahují větší podíl jílovité komponenty a freatická voda nezaklesává hlouběji pod úroveň terénu ani ve zvlněné pahorkatině mezi Ostravou a Karvinou díky vrstvám uložených jemnozrnných tillů a jejich přeplaveným formám. Proto je zde říční síť oproti severnímu výběžku prostoru Karpatské předhlubně výrazně hustší. Území mezi Oldřívem a Bohumínem po levém břehu Opavy odvodňuje navzdory k severu stoupajícímu reliéfu jen velmi málo povrchových toků. Příčinou toho jsou komplexy dobře propustných glaciakustrinních písků Opavsko – Hlučínského jezera, které umožňují zasakování srážkové vody do větších hloubek a freatická voda je pak drenována přímo do náplavových těles řeky Opavy (Hynie, 1961).

Jímací objekty v prostoru Karpatské předhlubně využívají hlavně freatickou zvedň kvartérních sedimentů komunikujících s povrchovými toky a slouží výhradně jako zdroje provozní a užitkové vody. Velké průmyslové podniky navíc kompenzují vysokou spotřebu provozní vody jímáním povrchové vody na jezích a drobnějších nádržích. Z prostoru Karpatských příkrovů je pak provozní vodou zásobují přehradní díla Těrlicko, Žermanice a Olešná. Vzácněji jsou užívány zdroje artézské vody z pískovcových vrstev a čoček v obzorech miocénních sedimentů. Tato voda má směsný původ dílem z kvartérních náplavů komunikujících s artézskou zvodní patrně po promývaných puklinových zónách, dílem z hlubšího oběhu v puklinové síti a dílem ze statických zásob v samotných pískovcových polohách (Hynie, 1961). Na rozdíl od nízké až středně mineralizované vody freatické zvodně typu $\text{Na} - \text{HCO}_3$ s pH hodnotou cca 5 dosahuje statická voda písčitých těles (zvláště pak drobnějších a uzavřených) parametrů minerálních vod typu $\text{Ca} - \text{HCO}_3 - \text{Cl}$ s pH kolísajícím podle litologie. Zvýšení koncentrací minerálních látek zapříčinila jak fosilní pórová mořská voda, tak i rozpouštění minerálů, zejména karbonátů sedimentovaných v marinním prostředí a vyskytujících se často jako tmel pískovcových poloh. V severní části prostoru byly na některých lokalitách v sedimentech detritu vzácněji

zachyceny podzemní vody charakteru solanek s koncentracemi několika desítek g/l (Květ, 1980). Jde patrně o paleosalinní vody navíc obohacené rozpuštěnými minerálními látkami z vrstev evaporitů středního badenu. Jejich složení se liší podle míry komunikace s různými prostory výskytu evaporitů, komunikace se slaběji mineralizovanou vodou vyšších zvodní a stupněm promytí matečných evaporitových vrstev i detritového horizontu na dně vymýtin.

Podzemní vody v sedimentech karbonského podloží mají rovněž polygenetický charakter zapříčiněný širokým spektrem typů vod promísených v puklinové síti i důlních prostorech. Mísí se zde prostá kvartérní freatická voda, miocénní minerální vody i solanky, prosté a minerální vody karbonu ze statických zásob Hornoslezské pánve nebo migrující po zlomech v kulmu a hypersalinní voda vystupující po zlomech z báze paleozoických hornin. Chemismus a mineralizace v karbonském podloží je proto velmi variabilní, ale za povšimnutí zde stojí celkově snížené koncentrace síranů, na čemž se nejvíce podílí bakteriální redukce na uhelných vrstvách a reakce s uloženými karbonáty. Voda z prostředí karbonu se nevyužívá, avšak její čerpání je nezbytné kvůli provozu těžby černého uhlí. Vyčerpaná voda je čištěna a její pH klesající vinou oxidačních procesů je neutralizováno na řadě zabezpečených odkališť v blízkosti důlních děl (Květ, 1980). Zdroje pitné vody pro sledovanou oblast leží mimo ni v bezpečné vzdálenosti od center průmyslu ostravského regionu. Jsou to jímací zařízení povrchové vody v přehradních nádržích Šance a Morávka v Moravskoslezských Beskydech a Kružberk na Nízkém Jeseníku.

Všechny vodní zdroje v prostoru Karpatské předhlubně jsou středně zranitelné vůči znečištění, ale kvůli velkému množství blízkých potenciálních zdrojů kontaminace nejsou využívány k jímání pitné vody (Hynie, 1961). Vrstva středně těžké půdy je jedinou ochranou freatické zvodně, která se v jižní, východní i centrální části nachází mělce pod povrchem. Velké rozšíření a mocnost fluviálních a glacigenních sedimentů s průlinovou propustností umožňuje na většině plochy území snadné horizontální i vertikální šíření kontaminace bez výrazných překážek a její průnik do povrchových toků. Jedinou výhodou je velmi plochý reliéf oblasti s vysoko posazenou erozní bází a nízkými hydraulickými gradienty. Pomalý tok podzemní vody tak spolu se sorpčními procesy na organické a jílovité komponentě usazenin brání rychlému šíření kontaminace propustným prostředím. Kvůli vyšší propustnosti kvartérního pokryvu a nízkému přirozenému spádu jsou zde v saturované zóně nejúčinnější hydraulické sanační metody, resp. ochranné čerpání kolem potenciálních zdrojů znečištění. Naopak nevhodné čerpání může výrazně přispět k rozvlečení polutantu v kvartérním kolektoru.

V severní části území je zranitelnost vodních zdrojů nižší, neboť je zde snížené riziko zasáknutí polutantu do nasycené zóny díky větší mocnosti propustných glaciálních sedimentů (Chlupáč, 2002). Hladina podzemní vody je proto zakleslá hlouběji pod úroveň terénu. Tyto lakustrinní písčité sedimenty ale mají v porovnání s recentními fluviálními usazeninami sníženou sorpční schopnost, a proto vyžadují

v případě kontaminace co nejrychlejší odtěžení nebo zablokování pohybu volné fáze dříve, než dosáhne hladiny podzemní vody. Podloží tvoří na většině území nepropustné miocénní vápnité jílovce (tégly) s občasnými čočkami písků a rychle se spínajícím řídkým puklinovým systémem. Tento horizont izolující podložní karbon je místy přerušen vzácnějšími hlubokými tektonickými pásmy, šachtami, zálomovými trhlinami a vrty spojenými s báňskou činností a také v blízkosti denudační hranice kolem prostoru Nízkého Jeseníku a drobných výchozů karbonu v okolí Ostravy (Květ, 1980).

Většina zdrojů kontaminace půdy, vody i ovzduší je soustředěna v oblasti Hlučín – Bohumín – Karviná – Paskov. Podložní kvartérní náplavy na tomto území byly v minulosti hlavně vinou nešetrné báňské a průmyslové činnosti dlouhodobě znečišťovány a navzdory pozdějším nápravným opatřením jsou na mnoha lokalitách trvalým zdrojem kontaminace freatické zvodně řadou nebezpečných látek od toxických kovů po persistentní organické polutanty.

2.5.3. Prostor Karpatských příkrovů

2.5.3 a) Vymezení oblasti

Celou jihovýchodní polovinu sledovaného regionu Ostravska zabírá pestrý a složitý komplex hornin karpatských příkrovů. Jedná se o marinní usazeniny jurského až neogenního stáří stlačené při uzavírání sedimentačního prostoru původního oceánu Thetys do podoby akrečních komplexů silně postižených duktilními i křehkými deformacemi. Na území zasahují oba dílčí akreční komplexy oblouku Vnějších Karpat. Jedná se především o Vnější (Menilito – Krosněnskou) skupinu příkrovů tvořící celý masiv Moravskoslezských Beskyd a široký pás jejich severního a západního předhůří. Jsou zde zastoupeny slepence, pískovce, jílovce, vápence i spodnokřídové vulkanity. Magurská skupina příkrovů zasahuje na sledovanou oblast pouze v nejvýchodnějším výběžku u Jablunkova vrstvami marinních pískovců a břidlic (Kachlík, 2003). Východní a částečně i severní okraj území probíhá po státní hranici. Severozápadní ohraničení čel příkrovů směřuje od Albrechtic k jihozápadu a k jihu po linii Havířov – Paskov – Bartošovice. Jižní hranici tvoří okraj vymezeného ostravského regionu probíhající přes Nový Jičín, Frenštát pod Radhoštěm a CHKO Beskydy k pohraniční obci Konečná.

Prostor spadá do povodí Odry, resp. jejích pravých přítoků pod obcí Jeseník nad Odrou, z nichž nejvýznamnější jsou Ostravice a Olše. Ačkoliv značnou část prostoru zahrnuje státem chráněné a průmyslem málo dotčené území masivu Moravskoslezských Beskyd, je sledování

kontaminace této oblasti zcela nezbytné. Nachází se zde zdroje pitné vody zásobující vodovodní síť větší část ostravského regionu a území navíc leží po směru převažujících větrů od jedné z nejvýznamnějších průmyslových oblastí v České republice, kde dodnes dochází k nezanedbatelnému znečišťování atmosféry.

2.5.3. b) Geologická historie a stratigrafie

Podloží celého prostoru Karpatských příkrovů ve sledované oblasti je fundament Brunovistulika, resp. jeho paleozoický pokryv tvořený především sedimenty postupně se zanášející mořské, brakické a posléze jezerní pánve. Její vývoj je zhruba popsán v předchozích kapitolách a její výskyt v podloží příkrovů je ověřen vrty. Na erozí zbrázděný mezozoický reliéf karbonských hornin byly v důsledku uzavírání prostoru Thetys kompresí vytlačovány formace mezozoických a terciérních mořských sedimentů (Chlupáč, 2002).

Jednotlivé formace příkrovů představují ploché subhorizontální komplexy hornin postižené rozsáhlými duktilními i křehkými deformacemi. Z Vnější (Menilito – Krosněnské) skupiny na území sledovaného regionu zasahují pouze tři příkrovové jednotky – jednotka Podslezská, jednotka Slezská a jednotka Předmagurská. Předmagurská jednotka má nejvyšší tektonickou superpozici a na sledovaném území je u Písku nad Olší zastoupena jediným denudačním pozůstatkem paleogenních jílovců s vložkami pískovců patřícím do podmenilitového souvrství.

Nejrozšířenější Slezská jednotka se na území se vyskytuje ve dvou rozsáhlých masivech a řadě denudačních reliktů v depresích podloží jednotky Podslezské. Tyto výskyty jsou pouze pozůstatky původního souvislého příkrovu, který byl díky rychlejšímu výzdvihu vystaven intenzivní erozi. V jihozápadním masivu lze nalézt sedimentární záznam ve dvou typech vývoje. Prvním z nich je okrajový bašský vývoj, který představuje pruh převážně křídových uloženin mezi severní linií Nový Jičín – Kopřivnice – Hukvaldy – Frýdek-Místek a jižní linií Frenštát pod Radhoštěm – Metylovice – Janovice – Hnojník. Obě linie představují hrubé vytyčení prostoru sedimentace mělkého moře na svahu tzv. bašské elevace. Jihovýchodně a východně od této oblasti se nalézal hlubší prostor v pánevním godulském vývoji sedimentů, který zahrnuje celé území Moravskoslezských Beskyd a jejich předhůří se hřbetem Ondřejníku. V godulském vývoji probíhala rovněž sedimentace v severovýchodním masivu odděleným od Beskyd denudačním a místy tektonicky predisponovaným pásmem širokým cca 3-10 km, jehož centrum probíhá od Paskova přes Frýdek-Místek a Bystřici nad Olší k Jablunkovu (Chlupáč, 2002).

Vrstevní sled v godulském hlubokovodním vývoji na bázi začíná jurskými vápnitými jílovcí a vápenci. Po nich následovala sedimentace Těšínsko – Hradištského souvrství. Na vápence zde navazuje ukládání jemně rytmického flyše odrážející počátek výzdvihu západního okraje pánve a rychlou erozi jeho hornin, jež jsou zdrojem přinášeného klastického materiálu. V horní části souvrství se nalézají tělesa ultrabazických a alkalicko-vápenatých vulkanitů označovaných jako těšinity ve formě pyroklastik, výlevů a především žilných útvarů. Dokládají tak silnou tektonickou aktivitu provázející vertikální pohyby dna mořské pánve. S dozníváním vulkanismu je spojena sedimentace hrubých klastik báze nadložních hradištských vrstev. Po ukončení tektonické a vulkanické aktivity došlo k rychlému poklesu pánve indikované ukládáním šedých hradištských jílovců s vložkami pískovců a následných veřovických vrstev černých anoxických břidlic s podílem pyritu. Koncem spodní křídly v období albu se začalo pánevní dno opět zdvihat (Kachlík, 2003). Svědčí o tom Lhotecké souvrství vápnitých jílovců s rostoucím podílem glaukonitických a posléze rohovcových pískovců. Ve svrchní křídě se urychlil výzdvih erodovaných oblastí mezi Českým masivem a blokem Centrálních Karpat a v pánvi nastoupila sedimentace pískovců a břidlic rozsáhlých flyšových komplexů godulského souvrství. Mocnost jednotlivých rytmických cyklů je zde největší ve střední partii souvrství.

Ukládání nadložního istebňanského souvrství bylo zahájeno erozí podloží a usazením hrubých bazálních slepenců. V souvrství se v hrubých cyklech střídají polohy skluzových slepenců, drobových a arkózových pískovců a černých jílovců s pyritem a sideritem v nepravidelných mocnostech prvních desítek až stovek metrů. K usazování těchto hornin docházelo až do svrchního paleocénu v subsidující pánvi na úpatí příkrého svahu Slezské elevace tektonicky vyzvednuté mezi sedimentačním prostorem hornin Vnější a Magurské skupiny příkrovů. Počátkem paleogénu byla průběžně oživována tektonická aktivita v pánvi a pokračovala eroze místních elevací, o čemž svědčí nízký a nepravidelný výskyt hrubých klastik. V sedimentačním prostoru Slezské jednotky se usazovaly vrstvy vápnitých jílovců s tenkými polohami pískovců a slepenců tzv. Podmenilitového souvrství až do svrchního oligocénu. V eocénu pak došlo k poklesu celé oblasti a indikovaného anoxickým ukládáním formace tmavých slínovců Menilitového souvrství s důležitým horizontem menilitové vrstvy laminovaných rohovců sedimentovaných pod hranicí CCD. Ve svrchní části souvrství nastupuje opět usazování jemného pestrého flyše s občasnými ččkami slepenců. Ve svrchním oligocénu pak vedla komprese k částečnému vyzdvihnutí pánve a započaly také finální deformace v sedimentárním komplexu. Na dosavadní pánevní výplň se usazoval flyš z elevací vyzdvihovaných vnitropánevními deformacemi především na jejím jihovýchodním okraji pod silícím tlakem hornin formujícího se Magurského příkrovu. Rychlá sedimentace byla podporována současným poklesem pánevního dna.

Během spodního miocénu pak byla severozápadní partie sedimentů Slezské jednotky postupně vytlačována do formy příkrovu přes podložní komplexy, zatímco na jihovýchodě ještě pokračovala sedimentace flyše Slezské i Předmagurské jednotky před nasouvajícími se čely Magurské skupiny (Chlupáč, 2002).

V Bašském okrajovém vývoji sedimentace Slezské jednotky zastupují jurské sedimenty tělesa mocnější vrstvy vápenců usazených v mělčím prostředí, jejichž tektonický útržek tvoří masiv vrchu Kotouč u Štramberka. V nadložním Těšínsko-Hradištské souvrství zahrnuje dvě různé facie sedimentů podmořského svahu blízké elevace: mělčí kotoučskou facii vápnitých jílovců a hlubší chlebovickou facii tmavších jílovců, pískovců a slepenců s bloky vápenců mělké karbonátové plošiny. Navazující Bašské souvrství je okrajovým ekvivalentem Godulského souvrství. Jedná se o hruběji zvrstvený flyš vápnitých pískovců, rohovců, vápenců a vápnitých jílovců. Svrchnokřídové až paleocénní Pálkovické souvrství je analogií souvrství Istebňanského – je to hrubě rytmický flyš tmavých skluzových slepenců, pískovců a jílovců usazujících se v anoxických podmínkách (Chlupáč, 2002).

Spodní Podslezská jednotka, která frontální linií vymezuje prostor Karpatských příkrovů, sedimentovala blíže oblasti Českého masivu a má nižší tektonickou superpozici, takže nasedá přímo na nepravidelný karbonský podklad. Pohyb čela příkrovu byl zastaven až ve středním miocénu takže z malé části překrývá a deformuje i terciérní sedimenty karpatské předhlubně. V celém prostoru Karpatských příkrovů se horninový komplex Podslezské jednotky nalézá s.s. nebo jako podloží tektonicky vyšších jednotek. Sedimentace hornin příkrovu byla zahájena až ve svrchní křídě v hlubší části mořské pánve zanášené klastiky z Bašské elevace i z okraje Českého masivu. Bazální Frýdecké souvrství je tvořeno vápnitými jílovcí s jemnými vrstvami drobových pískovců a občasnými polohami slepenců obsahujících klasty hornin z oblasti Brunovistulika. Na Frýdecké souvrství posléze plynule navazuje paleocénní a eocénní souvrství Frýdlantské, jehož vápnité jílovce a slínovce s občasnými polohami pískovců jsou analogií Podmenilitového souvrství Slezské jednotky. Nadložní oligocénní souvrství Menilitové má shodný vývoj a litologii v obou příkrovových jednotkách. Sled končí svrchním Flyšovým Ženklovským souvrstvím, které je obdobně Krosněnskému souvrství tvořeno vápnitými jílovcí a pískovci střídanými v rytmech s proměnlivou mocností. Ve středním miocénu došlo k pozvolnému zastavení postupu příkrovů. Spodnobadenská mořská transgrese pronikla až na okrajové partie plochých čel Podslezské příkrovové jednotky zanechaly v depresích terénu sedimentární pokryv počínající suťovým detritem a končící vápnitými jílovcí. Původní rozloha tohoto sedimentárního útvaru však byla značně redukována kvartérní erozí (Chlupáč, 2002).

Magurská skupina příkrovů zasahuje do sledovaného prostoru pouze úzkým výběžkem spodní Račanské jednotky mezi Bukovcem a Mosty u Jablunkova do tektonicky predisponované zóny od státní hranice až k Jablunkovu. Na popsané území vybíhá tektonicky redukovaný útržek sedimentárního komplexu počínající na bázi pestrými jílovcí

svrchnokřídového Kaumberského souvrství. Zvyšující se přísun materiálu erodovaného z deformacemi vyzdvižené vnitropánevní Slezské elevace dal koncem křídý a během paleocénu posléze vzniknout hrubším flyšovým sedimentům Soláňského souvrství s postupně rostoucím podílem pískovců a slepenců. V eocénu se usadil materiál svrchních, erozí redukovánými členů komplexu. Jsou to pozůstatky tenké polohy pestrého jemné rytmického flyše Bělověžského souvrství a hrubší flyš zachované báze nadložního Zlínského souvrství.

Popis rozšíření hornin jednotlivých souvrství v ploše sledovaného prostoru Karpatských příkrovů by byl velmi složitý a obsáhlý. Celkově však lze říci, že pozice daného souvrství v každé jednotce je vždy v souhlasu s jejím vnitřním stratigrafickým sledem. Horniny spodní křídý (případně jury ve slezské jednotce) lze zastihnout na povrchu v čelních partiích příkrovů a ostrůvcích denudačních relikтів v severozápadní části rozšíření jednotky. Centrální část většinou tvoří sedimenty svrchní křídý a usazeniny terciéru se většinou vyskytují pouze v úzkém pruhu na jihovýchodě podél státní hranice, resp. v Jablunkovském výběžku.

2.5.3. c) Tektonika

Horniny Vnější (Menilito-Krosněnské) skupiny příkrovů jsou ve sledovaném prostoru postiženy širokou škálou deformací, mezi nimiž převažují duktilních vrásové deformace nad křehkými. V pohybu příkrovů má primárně původ systém šikmých až subhorizontálních smykových násunových zlomů směru SSV – JJZ, jenž jsou vyvinuté z dřívějších vrásových přesmyků, sledují jejich osní směr a upadající k jihovýchodu. Jejich systém vznikl ve Vnější skupině příkrovů od paleocénu, a v Magurské skupině patrně již od svrchní křídý, kdy v daných horninách nastupovaly deformace vytvářející příkrovy (Kachlík, 2003). Tyto zlomy mají nepříliš rovnoměrný průběh i plochu a jsou navzdory velkému rozsahu prakticky nepropustné. Navíc často sledují jen určité vrstevní celky a mnohdy jsou zcela uzavřené v masivu a k povrchu nedosahují. Důvodem je litologická rozmanitost hornin, protože v rigidních vrstvách přecházejí zlomy do širších drcených zón zanesených a utěsněných prohnětenou tektonickou brekcií, zatímco v málo zpevněných jílovcích jsou těsně sepnuté a na okrajích vyznívají do plastických deformací.

Hlavní systém vertikálních smykových i poklesových zlomových zón sleduje směr pohybu jednotek karpatských příkrovů JJV – SSZ. Kolmo je kříží příčný systém zlomů, které jsou převážně poklesové. Vinou složitosti a nepravidelnosti napětového pole v horninách během vrásnění se v tělesech všech přítomných příkrovových jednotek vytvořily i geneticky obdobné vertikální zlomy jiných šikmých směrů. Zlomy vznikaly spolu s procesy vrásnění a posunu každé jednotky, ale mnohé byly reaktivovány i při dozrívání karpatských procesů v neogénu a kvartéru. Vertikální zlomové systému jsou zpravidla oproti násunovým zlomům širší a u povrchu otevřenější, případně rozvětvené.

S hloubkou se ale rychle spínají a zanášejí a díky vysokému podílu jílovců zejména ve flyšových partiích vrstevního sledu je jejich výplň velmi málo propustná. Kvůli tomu se více uplatňují jako nepropustné bariéry, než jako drenážní struktury. U poklesových zlomů ve flyšových tělesech také vertikální pohyb častěji působí přerušení propustnějších poloh a jejich posun naproti izolačním vrstvám s jemnější zrnitostí (Hynie, 1961).

Puklinová síť je v horninách příkrovů a hlavně v zóně povrchového rozpukání dosti hustá. Rychle však dochází k jejímu vyplňování a spínání spolu s hloubkou. Je také velmi nepravidelná, neboť závisí na intenzitě zvrásnění a litologii hornin. Výrazně větší míru rozpukání vykazují polohy pískovců a slepenců, případně masivních karbonátů. Trhliny v rigidnějších polohách navíc často nezasahují do okolních vrstev s jiným horninovým složením. Tělesa jílovců naproti tomu většinou kompenzují napětí plastickou deformací. Jejich plasticita také vede často k vytlačování jílu do otevřenějších puklin v pískovcích a jejich zatěsňování zvenčí. Obdobně zlomům i v případě puklin jsou jejich prostory širší v rigidních vrstvách, kde bývají zanášeny horninovou drtí, a v plastickém prostředí jsou většinou sepnuté, a to až do vodotěsnosti. Nízký stupeň diagenese ale umožňuje hlavně u pískovců a slepenců snadnější vymývání trhlin v zóně povrchového rozpukání, což vede v tomto horninovém prostředí ke vzniku dobře propustných mělkých puklinových kolektorů.

2.5.3. d) Reliéf a pokryv

Reliéf prostoru Karpatských příkrovů se vyznačuje hustou sítí řek, které se jako hlavní erozní faktor podílely na současné modelaci terénu. Vysoká hustota toků je zapříčiněna nízkou propustností podloží a mělkého pokryvu, která v oblasti brání akumulaci srážkové vody. Nejdynamičtější reliéf má území na jihu a jihovýchodě, kde vystupují na povrch mocné polohy mechanicky odolnějšího flyše godulského souvrství a vrstev v jeho nadloží. Vrchy tvoří ostré hřbety a údolí jsou ve vyšších polohách úzce zaříznutá do podkladu. Směrem k severu s klesající odolností sedimentů podložních vrstev Godulského vývoje a hornin Bašského vývoje Slezské jednotky a hornin Podslezské jednotky přechází ráz terénu do vrchoviny a pahorkatiny s obléjšími kopci a údolími s plochým dnem krytým kvartérní sedimentární výplní. V prostoru pohoří Moravskoslezských Beskyd sledují údolí koryt některých větších toků (Čeladenka, Ostravice, Mohelnice, Morávka a Olše) tektonicky predisponovaná pásma, ale jinak zachovává dílčí síť toků do značné míry primární vějířový charakter. V beskydském předhůří již hrají vedle tektoniky hlavní roli ve formování reliéfu litologická složení jednotlivých souvrství vystupujících na povrch. Odolnější masivy vrchů jsou tvořeny pískovci, flyšem s převahou písčité složky v mocnějších polohách a případně karbonáty (Kotouč u Štramberka) (Chlupáč, 2002).

Pokryv v prostoru Beskyd je představován tenkými vrstvami deluviálních a aluviálních sedimentů na úbočích a dnech údolí. Fluviální usazeniny lze nalézt pouze v úzkých mělkých pásech sledujících větší toky. Do jejich údolí také na kraji území vybíhají z oblasti předhůří tělesa plochých kvartérních náplavů. V beskydském předhůří se k poměrně tenkému zvětralinovému pokryvu od deluvií po aluvia připojují také ploché akumulace glacilakustrinních písků a jílu, vzácněji pak vrstvy tillů a rezidua spraší, resp. sprašové hlíny. Údolí větších toků, zejména Lubiny, Ostravice, Stonávky a Olše jsou akumulačním prostorem materiálu erodovaného z masivu Beskyd i výraznějších místních elevací. Vyplňují je rozsáhlá mocnější tělesa fluválních usazenin, jež mají v areálu středních a dolních toků formu terasových sedimentů. Zvětralinový pokryv v oblasti obsahuje vyšší podíl jílové komponenty, proto má (s výjimkou říčních náplavů) poměrně nízkou propustnost cca 10^{-10} – 10^{-7} , která kolísá podle zrnitosti matečného materiálu (Hynie, 1961).

Půdní pokryv v oblasti pohoří Moravskoslezských Beskyd tvoří tenké vrstvy středně těžkých hlinitých kambizemí a rankerů, ve vrcholových partiích přecházející v intenzivně promývané podzoly. V údolích pak lze nalézt gleje, pseudogleje a v bezprostředních blízkostech toků i fluvizemě. V beskydském předhůří jsou převažujícím typem půd těžké jílovito-hlinité a hlinité fluvizemě a pseudogleje údolních ploch. Na terénních elevacích se nalézají nejčastěji hlinité kambizemě, vzácněji na vápnitém podkladu i hlinité pararendziny (Povodí Odry, 2012). Půda v předhůří je využívána jak pro zemědělskou činnost, tak i pro lesní hospodářství. Díky složení zvětralinového substrátu je bohatší na živiny a tak není nutné ji přihnojovat (s výjimkou dusíkatých hnojiv). Úrodnost ale snižuje vyšší podíl jílové komponenty a nestálá hladina podzemní vody, zvláště v areálech blízko masivu Beskyd. V prostoru samotných Beskyd omezuje využití půdy statut CHKO a hlavně příkrý reliéf a většinou příliš mělký půdní pokryv. Za zmínku stojí báňská činnost v oblasti beskydského podhůří. Společnost OKD zde provádí těžbu uhlí Ostravského souvrství, které tvoří podloží příkrovů, v závodu Staříč, kterému patří 3 aktivní objekty mezi Brušperkem a Frýdkem-Místkem v rámci komplexu dolu Paskov. Také spravuje dosud neaktivní báňské zařízení Frenštát pod Radhoštěm. Na území se také nalézají pozůstatky staré důlní činnosti z 19. stol., kdy se na několika lokalitách mezi Frenštátem a Třincem těžily převážně povrchovým způsobem sedimentární železné rudy – pelosiderity (ČGS, 2011).

2.5.3. e) Stručná hydrogeologie

Charakter říční sítě v prostoru Karpatských příkrovů byl již popsán v souvislosti s tvarem reliéfu. Nejvydatnějšími vodními zdroji jsou zde přehradní nádrže jímající povrchovou vodu. Nádrže Těrlicko, Žermanice a Olešná leží v beskydském předhůří blízko zdrojů průmyslového a komunálního znečištění velkých měst, jakými jsou Frydlant nad Ostravicí, Frýdek-Místek, Havířov a Český Těšín. Proto je jejich voda využívána pouze jako užitková, příp. provozní pro průmyslové podniky. Přehradní díla Šance a Morávka se nachází dále od zdrojů znečištění v prostoru CHKO Moravskoslezské Beskydy a jsou největšími zdroji pitné vody v celém regionu Ostravska. Jejich voda zásobuje i prostor Karpatské předhlubně, který vlastní zdroje pitné vody postrádá (Povodí Odry, 2012).

Podložní horniny sledované oblasti se celkově vyznačují nedostatkem průlinové propustnosti. Za dobře propustné lze považovat pouze některé polohy kaolinických a křemitých pískovců Těšínsko – Hradištského a Istebňanského souvrství. Dominantní vliv má propustnost puklinová a rychlé spínání puklinového systému s hloubkou omezuje kapacitu mělké freatické zvodně. Malá schopnost podloží i pokryvu akumulovat srážkovou vodu zvláště na území Moravskoslezských Beskyd vede ke vzniku množství mělkých soustředěných pramenů i rozptýlenějších pramenních skupin vázaných na výchozy bází puklinových a řidčeji i průlinových kolektorů představovaných vrstvami hrubších klastik. Jejich zásobnost je nízká a jejich vydatnost silně kolísá spolu s intenzitou srážek (Hynie, 1961). Velká část pramenů především v beskydském pohoří je proto dočasná. Výskyt stálých pramenů je vázán na tektonicky a litologicky příznivá místa, kde síť trhlin drenuje zvodně s vyšší kapacitou. Freatická voda má většinou hodnoty pH cca kolem 5, nízkou mineralizaci typu Na – Ca – HCO₃ a na vybraných lokalitách na výchozech veřovických vrstev nebo jílovců istebňanského souvrství obsahuje zvýšený podíl síranů jako produktů pyritového zvětrávání. V oblasti Beskyd jsou vybrané stálé prameny a pramenní skupiny jímány pro účely lokálního zásobování pitnou vodou a díky nízkému osídlení samotného území pohoří jsou tyto zdroje dostačující. K zásobování pitnou a užitkovou vodou rovněž slouží hloubené i vrtané objekty jímající mělkou freatickou zvodně. Zejména se tak děje v prostředí říčních náplavů, kde je zvýšená spotřeba doplňována vodou povrchového toku. Na území beskydského předhůří jsou vydatnější prameny vzácné a freatická voda jímána hlavně z kvartérních náplavů slouží kvůli komunálnímu i průmyslovému znečištění akviferu především pro užitkové účely. Zásobení větších měst pitnou vodou z místních zdrojů je nedostatečné a místy je vinou kontaminace nemožné. Z toho důvodu je zde vodovodní síť doplňována vodou ze zmíněných přehrad (Povodí Odry, 2011).

Převážný podíl plochých těles zvodní představovaných rozpukanými vrstvami pískovců a slepenců je ale litologicky a tektonicky izolován a neumožňuje cirkulaci podzemní vody, jež tak tvoří v akviferu pouhou statickou zásobu. Podzemní voda hlubšího oběhu není prakticky využívána právě z toho důvodu, že se zde vydatnější oběh v hlubších partiích hornin nenachází. Hodnota pH této vody více kolísá, stejně jako podíl složek Na-Ca a $\text{HCO}_3\text{-SO}_4$ v závislosti na místní litologii. Lokální nárůsty koncentrace síranů mají původ ve zvětrávání pyritu. Zvýšené obsahy Fe a Mn pocházejí rovněž ze zvětrávání pyritu a často též poloh pelosideritu. V podzemní vodě dlouhých vrtů lze zaznamenat nárůst Cl komponenty s hloubkou (Hynie, 1961). Význačným areálem je pruh výskytu jurských vápenců v prostoru čela Slezské jednotky v bašském vývoji. Puklinová síť je zde rozšířena krasovým rozpouštěním, které dalo v severním svahu vrchu Kotouč vzniknout jeskynnímu systému Šípka. Rozměry jeskyně byly během glaciálů ještě zvětšeny mechanickou erozí protékajícího toku.

V prostoru Karpatských příkrovů pohoří jsou zdroje vody silně zranitelné vůči kontaminaci. Vysoká hladina podzemní vody v propustném horizontu pásma povrchového rozpukání a zvětralin umožňuje rychlé zasáknutí polutantu na úroveň hladiny vody a větší spád zvláště v oblasti Moravskoslezských Beskyd napomáhá okamžitému rozvlečení kontaminantu po rozsáhlé ploše a zasažení povrchových toků. K rychlému rozvlečení často může vést i blízkost vrtu k čerpání vody z puklinové sítě. V hlinito – písčitých a v promývaných zónách kvartérních náplavových sedimentů je depresní kužel dosti plochý a skrze průběžnou síť povrchového rozpukání může i při méně intenzivním čerpání být poloměr dosahu stovky metrů daleko od jímacího vrtu. Jediné, co v podobném případě dosah vrtu omezuje, je krátká délka průběžnosti trhlín, případně mocnost propustné zóny, která je ale ve fluvialních usazeninách beskydského předhůří vyšší. Půdní i zvětralinový pokryv obsahuje vyšší podíl jílové komponenty a organického materiálu a je schopen imobilizovat kontaminaci sorpčními procesy, resp. zpomalit její šíření v saturované zóně. Hůře rozpustnou nebezpečnou látku zavlečenou až do nepravidelné mělké puklinové zóny téměř nelze konvenčním čerpáním účinně odstranit a většinou se přistupuje k pasivním metodám sanace zabráňujícím dalšímu šíření znečištění z lokality. V celém prostoru je proto nezbytné pravidelné sledování jakosti povrchové i freatické vody v tělesech kvartérních náplavů, efektivní a dobře monitorovaný provoz čistíren odpadní vody, též zvýšená bezpečnostní opatření časté kontroly provázející jakoukoliv průmyslovou aktivitu na území, jež by mohla vést k jeho znečištění, zvláště pak v blízkosti zdrojů vody, a dodržování hygienických předpisů v případech domácností v rozptýlených objektech mimo dosah kanalizační sítě. Přehradní nádrže Morávka a Šance jsou díky své poloze více potenciálně ohroženy znečištěním ovzduší a kontaminovanými srážkami, než zdroji polutantů ve vodě, neboť leží ve směru převažujícího větru SZ – JV od největších průmyslových center ostravského regionu.

3. Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU)

3.1. Úvod do problematiky

















Polycyklické aromatické (nebo také polyaromatické) uhlovodíky - zkráceně PAU - jsou nejvíce rozšířenou skupinou POP's (persistentních organických polutantů). Řada látek ze skupiny PAU se vyznačuje silnými akutními i chronickými toxickými účinky na živé organismy, které s nimi přijdou do kontaktu. Vínou persistence a bioakumulačních schopností mohou PAU za nepříznivých podmínek setrvat vázané v přírodě po dlouhou dobu, odolávat rozkladným procesům a koncentrovat se v neživém materiálu i v živé tkáni. Jsou proto nebezpečnými polutanty ovzduší, vody a půdy a jejich zvýšené obsahy v prostředí představují trvalé zdravotní riziko pro všechny obyvatele znečištěného území (Laws, 1993). Tyto látky se do životního prostředí dostávají přirozenými pochody i jako důsledek lidské činnosti. Účinnost procesů jejich degradace je ve volné přírodě vyšší než rychlost jejich syntézy přirozenými procesy, ale nedokáže dostatečně eliminovat dotaci prostředí těmito látkami z antropogenních zdrojů (Tehrany, 2001). Proto jsou látky PAU poměrně dobrými indikátory intenzivního antropogenního znečištění postižené oblasti.

3.2. Popis

PAU jsou organické sloučeniny tvořené dvěma a více kondenzovanými benzenovými jádry bez vedlejších alifatických řetězců nebo ligandů tvořených jinými prvky. Jedná se o pevné krystalické látky, jejichž páry jsou hořlavé ve směsi se vzduchem. Jejich fyzikální a chemická odolnost vzrůstá spolu s počtem vázaných benzenových jader a s kompaktností jejich vzájemné pozice, resp. s růstem poměru počtu atomů uhlíku k atomům vodíku. S růstem molekuly stoupá bod tání a varu, potažmo klesá těkavost látky, resp. její tenze par. PAU mají vysokou hodnotou rozdělovacího koeficientu K_{ow} , která roste s molekulovou hmotností chemických individuů ve skupině. Proto lze PAU označit za hydrofobní a lipofilní sloučeniny. S růstem K_{ow} jejich rozpustnost ve vodě klesá, schopnost vazby na organickou hmotu a s tím související imobilizace v přírodě roste a vzrůstá průměrná délka doby setrvání v prostředí (Holoubek, 1996).

Náš zájem se soustředí hlavně na monitorování uhlovodíků s nižším počtem cyklů, které v přírodě vykazují větší mobilitu a kvůli menším molekulovým rozměrům mohou být v organismu snáze transportovány na místa v buňkách, kde páchají největší škody. EPA stanovila seznam PAU, jejichž výskyt je monitorován, jelikož jsou pro organismy největším potenciálním nebezpečím. Zde uvádím stručný přehled v tabulce 5):

Tab. 5)

TABLE 1: The PAH of the EPA list			
Name, Formula	Structure	Name, Formula	Structure
Naphthalene $C_{10}H_8$	 1	Benzo[a]anthracene $C_{18}H_{12}$	 9
Acenaphthylene $C_{12}H_8$	 2	Chrysene $C_{18}H_{12}$	 10
Acenaphthene $C_{12}H_{10}$	 3	Benzo[b]fluoranthene $C_{20}H_{12}$	 11
Fluorene $C_{13}H_{10}$	 4	Benzo[k]fluoranthene $C_{20}H_{12}$	 12
Phenanthrene $C_{14}H_{10}$	 5	Benzo[a]pyrene $C_{20}H_{12}$	 13
Anthracene $C_{14}H_{10}$	 6	Benzo[ghi]perylene $C_{22}H_{12}$	 14
Fluoranthene $C_{16}H_{10}$	 7	Indeno[1,2,3-cd]pyrene $C_{22}H_{12}$	 15
Pyrene $C_{16}H_{10}$	 8	Dibenzo[ah]anthracene $C_{22}H_{14}$	 16

Zdroj: EPA 2012

Kvůli příliš nízkým koncentracím dibenzo(a,h)antracenu v prakticky celém zkoumaném území jsem byl pro nedostatek údajů nucen tento toxický polycyklický aromatický uhlovodík ze souboru sledovaných látek vyřadit. Z ostatních zmíněných látek se zde také nebudu zabývat acenaftylenem a acenaftenem. Do životního prostředí se dostávají zpravidla v malých koncentracích spolu s ostatními PAU. Jejich stabilita v přírodních podmínkách i toxické účinky jsou nízké, a proto nepatří k pravidelně monitorovaným látkám na území ČR. Transportní a rozdělovací parametry K_{ow} , K_{oc} a H jsou úměrné molekulové hmotnosti jednotlivých chemických individuí. PAU lze tedy rozdělit do dílčích podskupin látek s podobnými vlastnostmi:

Vysokomolekulární PAU (molární hmotnost 252 – 278 g/mol)

benzo(b)fluoranthén, benzo(k)fluoranthén, benzo(a)pyren,
benzo(g,h,i)perylene a indeno(1,2,3-cd)pyren

Středněmolekulární PAU (molární hmotnost 202 – 229 g/mol)

fluoranten, pyren, benzo(a)antracen a chrysen

Nízkomolekulární PAU (molární hmotnost 166 – 178 g/mol)

fluoren, fenantren a antracen

Naftalen (molární hmotnost 128 g/mol)

Tato látka je reaktivní, málo stabilní, silně těkavá a toxická. Krátkou dobu setrvání v prostředí vyvažuje její zvýšený přísun z přirozených i antropogenních zdrojů, což zapříčiňuje její vyšší koncentrace zejména v oblastech průmyslového znečištění. Kvůli stručnosti jsem v grafických výstupech tuto látku rovněž přiřadil ke skupině nízkomolekulárních PAU. Koncentrace naftalenu je ale často nezbytné posuzovat samostatně (Holoubek, 1996).

3.3. Společné vlastnosti PAU

PAU představují širokou skupinu organických látek, jež spojuje řada vlastností a rysů. Vyznačují se čtyřmi vlastnostmi, jež mají všechny tyto látky společné bez ohledu na konkrétní chemické složení, což z nich činí tak nebezpečné polutanty. Je to značná míra persistence v přírodních podmínkách, schopnost bioakumulace ve tkáních, s nimi související typické způsoby transportu v prostředí a toxické účinky na organismy (Laws, 1993).

3.3.1. Persistence

Velice důležitým prvkem charakteristiky PAU je jejich relativní chemická stálost. Díky kompaktní molekulární stavbě, k níž nejvíce přispívají soudržné struktury benzenových jader, dochází ke snazšímu přeskupení či rozbití jejich stavby většinou za extrémních teplotních a tlakových podmínek, nebo díky intenzivním oxidačně – redukčním procesům, které se v přirozených podmínkách nevyskytují. Přirozené degradační procesy indukované fyzikálně – chemickými podmínkami nebo biologickou činností probíhají přes několik fází a nejsou schopny polutanty v přírodě rychle odstranit (Tehrany, 2001). Obecně setrvává značný podíl PAU, jimiž byla daná oblast kontaminována, v přírodních podmínkách velmi dlouho v řádech desítek až stovek dní a pokles jejich koncentrace je logaritmický. Jediným opravdu účinným přirozeným procesem bránícím jejich šíření v prostředí je imobilizace látek při sorpci na pevnou fázi organické hmoty (Kužílek, 1994). Většina PAU tak končí vázána v půdě, nebo v masách jemnozrnných fluvialních sedimentů, které jsou postupně unášeny říční sítí na konečné plochy depozice – sedimentární prostory mořských šelfů přiléhající k říčním deltám. Tento přírodní proces bohužel situaci neřeší, protože zamořené půdy i šelfové sedimenty zůstávají téměř nevyčerpatelným zdrojem slabší kontaminace pobřežních vod a PAU si tak zpětně nachází cestu do potravních řetězců umožňujících opětovnou kumulaci. Trvalé odstranění tohoto znečištění tedy v dohledném časovém období tak plně závisí pouze na intervencích člověka.

3.2.2. Bioakumulace

Základní principy vazby PAU na jiný materiál se pohybují od prostého mechanického zachycení a adsorpce k absorpci a posléze i k chemické vazbě na jinou organickou látku. Typickým rysem látek PAU je jejich schopnost akumulovat se v organické hmotě, zejména v tucích. Všechny tedy spadají do skupiny lipofilních látek. Změna chemického složení a charakteristických vlastností biogenní sloučeniny je právě hlavním mechanismem toxického působení POP's. Tato vlastnost je dána nepolárním charakterem látek, jenž je vyčíslen vysokým rozdělovacím koeficientem K_{ow} srovnávajícím rovnovážné koncentrace látky rozpuštěné v organické hmotě a ve vodě, které jsou ve směsi (Šráček, 2002). Především extrémně nízká rozpustnost ve vodě brání organismům zbavit se přirozenou cestou přijaté látky, a tak dochází k soustřeďování a neustálému nárůstu koncentrací látky, což jen dále podporuje její toxické působení na organismus. Díky lipofilnímu charakteru se látka mnohem rychleji akumuluje z prostředí do tkání živočichů. V rostlinných pletivech je zachycována v menší míře. Kumulační schopnost se nejvíce projeví v rámci celých potravních řetězců, kde je nejvyšším koncentracím vystaven vrcholový predátor – jímž bývá většinou právě člověk (Marvanová, 2009).

3.3.3. Transport

Dalším společným znakem PAU jejich schopnost dlouhého transportu. Tato schopnost je dána především již zmíněnou persistencí. U látek vznikajících nedokonalým spalováním uhlíkatého materiálu je největším rizikem rychlý a dálkový transport atmosférou spolu s ostatními spaliny. Plošnému zamoření rozsáhlých oblastí nelze na postižených lokalitách nijak bránit – jedinou možností je prevence v místech potencionálního úniku a kontrola čističek vzduchu. Takový postup je bohužel možný pouze na bodových zdrojích možného znečištění a nikoliv pro rozšířenou kontaminaci ovzduší z výfukových plynů a neregulovaným pálením plastů (Holoubek, 1996).

Vinou velmi dlouhé doby rozkladu ale přechájejí persistentní organické látky i pomalejší transportní procesy povrchovou vodou a v tělech živočichů. V případě transportu vodou je klíčová sorpce polutantů většinou na pevné organické materiály. Voda pak neunáší látku v roztoku, ale nasorbovanou na jemných částicích. K transportu kontaminace vodou tak dochází i v případě, že ve vodě samotné je koncentrace látky pod prahem detekce. Důležitým zdrojem šíření polutantů je při nedokonalé úpravě pitné vody hlavně vodovodní síť rozvádějící znečištění daleko mimo zdrojovou oblast. Tímto problémem se především zabývá má práce z hlediska ochrany zdrojové oblasti.

Živé organismy se sice významně podílejí na kumulaci látek v prostředí, vliv transportu v případě vodních živočichů v jejich tkáních ale není významný. K bioakumulaci dochází v největším měřítku v případě bentických členovců a měkkýšů resp. jejich planktonních larev a jiných

drobných organismů v planktonu. Metabolismus ryb dovede PAU navzdory jejich toxicitě rychleji zpracovávat a vylučovat, takže doba setrvání polutantu v rybí tkáni se pohybuje v řádu několika dní (Kužílek, 1994). Proto nemají ryby na migraci látek významnější podíl a v přírodě tak není možný biogenní transport většího množství PAU na dlouhé vzdálenosti. Další a pro lidskou populaci mnohem důležitější formou šíření polutantů v tělech organismů je lidmi prováděný transport kontaminovaných živočišných potravin a produktů ze znečištěné oblasti až ke konzumentům rozšířeným daleko mimo primárně kontaminovanou plochu. Podrobnostmi transportu se zčásti budu zabývat ještě u konkrétních zdrojů polutantů.

3.3.4. Toxicita

Všechny PAU jsou škodlivé zdraví a nebezpečné životu valné části současných organismů. Jejich toxicita byla historicky soustavně prokazována hlavně na savcích pro ověření škodlivých účinků, jež mají tyto látky na lidský organismus. Z tohoto hlediska tedy celou skupinu látek nevymezil pouhý zájem o ochranu životního prostředí, ale cílený výzkum za účelem ochrany bezpečnosti lidí. Z tohoto důvodu mají projekty zkoumající škodlivost PAU širokou názorovou i finanční podporu a neustále přinášejí další velmi užitečné výsledky. Konkrétní účinky jednotlivých látek zevrubněji popíši v tomto textu.

Nejzásadnější příčinou vysokého rizika spojeného s intoxikací je zmíněná schopnost látek akumulovat se ve tkáních a přivodit tak chronickou otravu. Organismy včetně člověka mohou být vystaveny toxickému působení PAU prostým vnějším kontaktem s kontaminovanou látkou nebo inhalací vzduchu obsahujícího páry či pevnou fázi uhlovodíků navázanou na rozptýlené prachové částice. Dalším způsobem je přijetí požitím polutantu spolu s vodou a potravinami. Tento způsob vede k příjmu nejvyšších dávek kontaminantu do organismu a při opakovaném požívání k rychlé kumulaci látky ve tkáních a intenzivní nevratné intoxikaci organismu (Laws, 1993). V konkrétním případě člověka dochází k intoxikaci v důsledku průniku PAU pokožkou při neopatrné manipulaci s kontaminovaným materiálem (spáleným lakem, plastem, znečištěnými zeminami či kaly), při koupání ve znečištěné vodě s vysokým obsahem matrice organických látek. V nepatrném, ale nezanedbatelném měřítku může dojít i k průniku polutantů do pokožky z kontaminovaných šamponů a kosmetiky (Kužílek, 1994). Vdechováním ovzduší silněji znečištěného automobilovými splodinami a průmyslovými emisemi a kouřením tabákových produktů (aktivním i pasivním) je umožněn přísun kontaminantu vzduchem a jeho vstřebávání sliznicí plic. Zejména prostřednictvím kouření dochází k největší přímé expozici člověka látkám PAU. Dalšími významnými možnostmi intoxikace je požívání kontaminované vody a živočišných potravin – masa ryb i zemědělských zvířat vystavených přísunu kontaminantu především ve vodě a dále živočišných produktů – vajec, mléka, tvarohů a sýrů. V potravinách jsou

obsahy PAH's často dodatečně zvýšeny neúměrnou tepelnou úpravou – hlavně uzením a v malé míře i pečením a smažením zejména v případě masa (Kužílek, 1994).

Látky ze skupiny PAU mají různě silné toxické účinky na živé organismy především svými účinky na základní enzymatické pochody v buňkách tkání. Jejich toxicitu můžeme rozdělit na přímou a nepřímou. Přímá toxicita způsobuje bezprostřední narušení biotických procesů při kontaktu ohrožené tkáně s polutantem. Nepřímá toxicita značí, že látka samotná nemá na organismus nežádoucí účinky, ale produkty její přirozené degradace v organismu poškozují metabolismus nebo tkáň. Většina PAU se vyznačuje právě nepřímými toxickými účinky (Marvanová, 2009).

Látky PAU mohou případně přivodit otravu jak akutní tak i chronickou, závisí to na dávce i struktuře daného uhlovodíku. Obecně lze říci, že reaktivnější PAU s nižším počtem benzenových cyklů jsou častějšími původci akutních otrav, jelikož kvůli jejich slabším bioakumulačním schopnostem a rychlejší degradaci musí být intoxikovaný organismus vystaven vyšší koncentraci látky, kterou lze nalézt v rázových dávkách. Naproti tomu u snáze se akumulujících vysokomolekulárních PAU bohužel k otravě postačí nízké koncentrace polutantu, jimž je živý objekt opakovaně vystaven (Kužílek, 1994). Vlastní intenzita toxického působení jednotlivých látek je však navzdory uvedeným obecně platným definicím velmi individuální a závisí na jejich struktuře. Hlavní roli zde hraje rozměr, tvar, rozmístění elektronů a síla jednotlivých vazeb na různých pozicích molekuly polutantu, resp. molekul jeho metabolických produktů přeměněných enzymatickým systémem. Zde uvádím v tabulce 6) koeficienty ekvivalentní chronické toxicity (TEF) vybraných látek pro myši a králíky. Jedná se o relativní hodnoty vycházející z ekvivalentů karcinogenního působení nejnebezpečnějšího polycyklického aromatického uhlovodíku – benzo(a)pyrenu na jejich organismus (Marvanová, 2009).

Tab.6)

<i>PAU</i>	<i>Sumární vzorec</i>	<i>Molární hmotnost (g/mol)</i>	<i>Hustota (g/cm³)</i>	<i>Toxický ekvivalent (TEF)</i>
Naftalen	C ₁₀ H ₈	128,2	1,14	0,001
Fluoren	C ₁₃ H ₁₀	166,2	1,202	0,001
Fenantren	C ₁₄ H ₁₀	178,2	1,18	0,001
Antracen	C ₁₄ H ₁₀	178,2	1,25	0,01
Fluoranthren	C ₁₆ H ₁₀	202,3	1,25	0,001
Pyren	C ₁₆ H ₁₀	202,1	1,27	0,001
Benzo(a)antracen	C ₁₈ H ₁₂	228,3	1,19	0,1
Chrysen	C ₁₈ H ₁₂	228,3	1,27	0,001
Benzo(b)fluoranthren	C ₂₀ H ₁₂	252,3	1,28	0,1
Benzo(k)fluoranthren	C ₂₀ H ₁₂	252,3	1,28	0,01
Benzo(a)pyren	C ₂₀ H ₁₂	252,3	1,24	1
Benzo(g,h,i)perylene	C ₂₂ H ₁₂	276,4	1,38	0,01
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	C ₂₂ H ₁₂	276,3	1,38	0,1

Těla živočichů se zbavují všech nežádoucích lipofilních látek jejich postupnou oxidací, jež je převádí do formy látek hydrofilních, které mohou být posléze vyloučeny z organismu. Polutanty ze skupiny PAU jsou postupně oxidovány především jaterními enzymy (cytochromy) na fenoly, vícefunkční alkoholy a chinony schopné exkrece z těla po konjugaci s kyselinou sulfonovou nebo glukuronovou. Jako meziprodukty vznikají ale i některé epoxidy, arenoxidy a reaktivní radikály, jejichž další metabolizace je velmi náročná a pomalá (Marvanová, 2009). Právě tyto látky se vyznačují přímou toxicitou – mohou se snadno vázat na důležité buněčné bílkoviny, resp. DNA, měnit jejich vlastnosti v buňce a rozkládat je. Podíl takto vzniklých toxických metabolitů PAU se u jednotlivých látek liší v závislosti na schopnosti jaterních enzymů reagovat ve struktuře dané látky různým způsobem. Otázka toxických účinků různých látek na organismus je o to složitější, že v přirozeném prostředí se PAU kvůli podobným vlastnostem prakticky vždy vyskytují ve směsích více chemických individuů z této skupiny. Látky tak nepůsobí na tkáň odděleně, ale současně a jejich jednotlivé účinky se mohou v těle živočichů jak navzájem podporovat, tak i vzájemně oslabovat v závislosti na struktuře polutantů, jejich vzájemném poměru a také celkové reakci enzymatického systému na intoxikaci. Pokusy na zvířatech bylo například ověřeno, že příměs antracenu, fluoranthenu nebo benzo(g,h,i)perylenu umocňuje mutagenní účinky benzo(a)pyrenu, zatímco přidání chrysenu, benzo(a)antracenu, fenantrenu nebo benzo(k)fluoranthenu mutagenní účinky benzo(a)pyrenu tlumí (Marvanová, 2009).

Celkově jsou všechny látky ze skupiny PAU považovány za nebezpečné toxiny. Jejich toxické účinky byly pozorovány v mnoha případech kontaktu, vdechnutí či požití kontaminovaného média člověkem, což zavinilo řadu chronických a vzácně i akutních otrav, často s následkem úmrtí. Zmíněné účinky pak byly a jsou laboratorně ověřovány a kvantifikovány pomocí pokusů s biogenními roztoky, tkáněmi a živými zvířaty. Vysoká afinita k tukům vede k rychlému průniku polutantů až do buněčných struktur, zde se látky, případně produkty jejich degradace vážou na proteiny a mění jejich vlastnosti (Marvanová, 2009). Může to vést k porušení enzymatické rovnováhy v buňkách (metabolické poruchy), nebo přímo k poškození genetického materiálu (mutagenita, teratogenita) a tím k možným patogenním účinkům na celý organismus (karcinogenita). Na kontaktu s pokožkou mají polycyklické aromatické uhlovodíky dráždivé účinky, a vnitřní intoxikace vede k tvorbě patogenních metabolitů. V důsledku blokování buněčných metabolických procesů dochází k narušení činnosti a poškození orgánů, v nichž se látka kumuluje. Vinou přednostní akumulace polutantů do tuku postihují toxické účinky nejvíce funkci jater, kde dochází ke vzniku metabolických produktů PAU s přímou toxicitou. Dalším případem primárně ohrožených orgánů jsou ledviny, slezina, reprodukční orgány a nervový a endokrinní systém, nebo místa nejvíce vystavená intenzivní expozici, což je případ plic při zvýšené inhalaci znečištěného ovzduší. Přímé vdechování kontaminantu při kouření prokazatelně podporuje vznik rakoviny plic. Kontaminace

tělních tkání polycyklickými aromatickými uhlovodíky může vést také k oslabení imunitního systému, nebo dokonce k porušení vývoje plodu v těle matky. Hlavním a nejhorším následkem poškození DNA je vznik rakovinné tkáně v postiženém orgánu. Účinky chronické otravy PAU jsou prakticky nevratné a lze je tak léčit jen částečně. V případě člověka může medikamentózní léčba vést pouze ke zmírnění následků otravy a v případě vzniku rakoviny řeší její léčba pouze následek intoxikace, nikoliv příčinu (Marvanová, 2009).

3.4. Zdroje PAU

3.4.1. Přirozené zdroje

Na rozdíl od jiných skupin látek souhrnně označovaných jako POP's (persistentní organické polutanty) mají PAU v životním prostředí celou řadu přirozených zdrojů. Prvním významným procesem je biosyntéza naftalenu. Naftalen vzniká jako odpadní produkt při dehydrogenaci seskviterpenů některými druhy bakterií, řas i vyšších rostlin. Jedná se o prakticky nepřetržitý proces, ale je velmi pomalý a biogenní produkce naftalenu je ve srovnání např. s pyrolýzou a syntézou při nedokonalém spalování zanedbatelná (Kužílek, 1994). Naftalen je také v nepatrných koncentracích uvolňován z květů magnolií a je součástí obranných mechanismů termita z rodu *Coptotermes*. Ve větším rozsahu dochází k syntéze PAU s nižším počtem benzenových cyklů dehydrogenací při degradaci rostlinného i živočišného materiálu. PAU lze nalézt rozpuštěné v ropě v různých koncentracích závislých na zdrojovém materiálu a na teplotních a tlakových podmínkách během maturace. Ve větších koncentracích vznikají tyto látky při uhlotvorných procesech a jsou v průběhu syntézy sorbovány v organických sedimentech a posléze uvolňovány do uhelných dehtů v hornině (Květ, 1980). Naftalen a nízkomolekulární PAU se tvoří v malém množství už při procesu rašelinění, a s postupem prouhelňování za rostoucí teploty a tlaku roste jak produkce PAU, tak i jejich molární hmotnost a velikost molekul a k procesu pomalé syntézy přistupuje i nízkoteplotní pyrolýza za teplot 100 – 150°C.

Sedimentární komplexy hnědého a černého uhlí představují největší rezervoáry PAU přírodního původu. Dalším mechanismem přirozené tvorby široké škály těchto látek je přímá vysokoteplotní syntéza probíhající v magmatických fluidech, z nichž látky vytékávají při sopečné činnosti – jsou součástí plynů uvolňovaných při explozivním vulkanismu a z plynných výronů typu fumarol. Posledním důležitým přírodním procesem vzniku je syntéza látek PAU při prudkém hoření vegetace během stepních a lesních požárů. Látky vznikají jednak v centrech požárů, kde bývá kyslík ze vzduchu odčerpáván příliš rychle

a dochází k nedokonalému spalování, a také na spálených plochách s vyšší vrstvou organického materiálu (např. opadaného jehličí), kdy hmota doutná a zvolna prohořívá za nedostatku kyslíku (Holoubek, 1996). Množství PAU takto jednorázově uvolněných do ovzduší i do půdy je značné a podle typu hořící hmoty (dřevo/tráva) a povětrnostních podmínek se koncentrace PAU pohybují v řádu desítek až prvních stovek mg/kg spalin. Zvláště látky sorbované na pevných částicích dýmu mohou být snadno transportovány na velké vzdálenosti.

3.4.2. Antropogenní zdroje

Hlavním původcem antropogenní produkce PAU je průmyslová činnost zabývající se zpracováním a spalováním fosilních paliv, či jejich využívání k výrobě a úpravě jiných materiálů. Při zpracování je syntéza těchto látek je podmíněna pyrolýzou uhlovodíků v redukčních podmínkách při teplotách nad 500°C, přičemž s růstem teploty roste velikost molekul a množství produkováných látek. Mezi průmyslové zdroje nejvíce takto znečišťující životní prostředí patří krakování ropy a ropných derivátů, za účelem produkce topných olejů, výroba a zpracování asfaltu, plastů, laků, ředidel apod.. Dalším významným zdrojem je produkce a zpracování koksu a jeho využívání v hutním a chemickém průmyslu. Neméně významnými místy, kde hrozí nebezpečí úniku PAU do životního prostředí, jsou veškeré sklady surovin na bázi uhlovodíků, zejména paliv a maziv. Stejně riziko představují haldy, jímky a skládky dříve kontaminovaného materiálu. K přímé dotaci polutantů do povrchové vody dále přispívají i odpadní vody z průmyslových i komunálních zdrojů (Holoubek, 1996).

Naftalen je jako jediný z PAU průmyslově vyráběn ve velkém množství, neboť je důležitou surovinou pro výrobu plastů, laků, barviv, rozpouštědel, pesticidů, konzervačních látek pro dřevo a pyrotechniky. Je tudíž i součástí odpadních látek z velké části chemického průmyslu.

Díky dodržovaným bezpečnostním opatřením v průmyslových podnicích a objektech skladů a skládek a účinnějším sanačním opatřením postupně klesá význam těchto producentů PAU. S nižším příspěvkem velkých bodových zdrojů k celkovému znečišťování narůstá podíl plošných zdrojů představovaných sítěmi frekventovaných komunikací. V dnešní době již pochází cca 90% současné produkce polycyklických aromatických uhlovodíků unikajících do prostředí ze zdrojů v dopravě (Mašková, 2011). S postupem času je zvyšující se účinnost spalovacích motorů a katalyzátorů vyvažována stoupající hustotou provozu, která je mimo zejména zapříčiněna nahrazováním hromadné dopravy dopravou individuální a nárůstem silniční dopravy na úkor transportu železničního. Proto se silniční síť stává v současnosti nejrozšířenějším zdrojem plošného znečištění PAU.

4. Platné normy a limity pro koncentrace PAU

V této části uvádím několik výňatků z právních předpisů stanovujících na základě předchozí důkladné výzkumné činnosti nejvyšší přípustné limity pro koncentrace polycyklických aromatických uhlovodíků ve vodě, plaveninách, sedimentech a v atmosféře. Plné znění vyhlášek a směrnic lze nalézt v uvedených zákonech.

Legislativní rámec ES

Hlavním legislativním nástrojem ES upravujícím vypouštění PAU do vodního prostředí je Směrnice Rady 76/464/EHS o znečištění způsobeném určitými nebezpečnými látkami, vypouštěnými do vodního prostředí Společenství.

Národní legislativní rámec

Hlavním legislativním nástrojem v ČR upravujícím zastoupení PAU ve vodním prostředí je nařízení vlády č. 61/2003 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech, které stanovuje imisní standardy pro obsah PAU v povrchových vodách a požaduje nezvyšování obsahu PAU v sedimentech, plaveninách a živých organismech. PAU jsou v Příloze č. 1 zákona č. 254/2001 Sb., o vodách, v platném znění, uvedeny jako nebezpečná závadná látka. (registrpovinnosti.com, 2013)

428/2001 Sb.

VYHLÁŠKA

Ministerstva zemědělství

ze dne 16. listopadu 2001,

kterou se provádí zákon č. 274/2001 Sb., o vodovodech a kanalizacích pro veřejnou potřebu a o změně některých zákonů (zákon o vodovodech a kanalizacích)

Ukazatelé jakosti surové povrchové vody a jejich mezní hodnoty pro jednotlivé kategorie standartních metod úpravy surové vody na pitnou vodu

Uvedené mezní hodnoty ukazatelů v tabulce limitují zařazení do příslušné kategorie jakosti (A1, A2, A3).

Poř.č.	ukazatel	jednotka	A1	A2	A3
28.	Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU)	µg/l	0,1	0,1	0,2

Ukazatel poř. č. 28 (PAU): je vyjádřen jako součet koncentrací: benzo(b)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benzo(g,h,i)perylene, indeno(1,2,3-c,d)pyren.

61/2003 Sb.
NAŘÍZENÍ VLÁDY
ze dne 29. ledna 2003
**o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových
vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění
odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých
oblastech**

Průmyslové odpadní vody

Tabulka 2:

Emisní standardy: přípustné hodnoty znečištění pro odpadní vody
vypouštěné z vybraných průmyslových a zemědělských odvětví

Průmyslové odvětví	Jednotka	Přípustná hodnota
Těžba uhlí a briketárny	µg/l	0,01
Tepelné zpracování uhlí	µg/l	0,01
Dřevozpracující průmysl	µg/l	0,01
Zpracování ropy a petrochemie	µg/l	0,01
Distribuční sklady ropných látek	µg/l	0,01
Výroba léčiv	µg/l	0,01

Povrchové vody

Tabulka 1a:

Normy environmentální kvality pro útvary povrchových vod a požadavky
na užívání vod pro vodárenské účely, koupání osob a lososové a
kaprové vody se vztahují k místu odběru vody pro úpravu na vodu
pitnou, místu provozování koupání, respektive k úseku vodního toku
stanoveného jako lososová nebo kaprová voda.

Ukazatel	Značka	Jednotka	Prům. hodnota	Max. hodnota
antracen	120-12-7	µg/l	0,1	0,4
fluoranthén	206-44-0	µg/l	0,1	1
naftalen	91-20-3	µg/l	2,4	
benzo(a)pyren	50-32-8	µg/l	0,05	0,1
benzo(b)fluoranthén	205-99-2	µg/l	-	
benzo(k)fluoranthén	207-08-9	µg/l	suma 0,03	
benzo(g,h,i)perylene	191-24-2	µg/l	-	
indeno(1,2,3-c,d)pyren	193-39-5	µg/l	suma 0,002	
fenantren	85-01-8	µg/l		0,03
suma PAU		µg/l		0,1

Tabulka 1b:

Normy environmentální kvality pro vybrané ukazatele určené pouze k hodnocení ekologického stavu/potenciálu

Ukazatel	Značka	Jednotka	Prům. hodnota
benzo(a)antracen	56-55-3	µg/l	0,03
dibenzo(a,h)antracen	53-70-03	µg/l	0,016
fluoren	86-73-7	µg/l	0,1
chrysen	218-01-9	µg/l	0,1
pyren	129-00-0	µg/l	0,024

Sedimenty a biota

Tabulka 2:

Normy environmentální kvality pro hodnocení chemického stavu útvarů povrchových vod – pevné matrice

Ukazatel	Značka	Jednotka	pro sediment	pro biotu
anthracen	120-12-7	µg/kg	310	33 000
fluoranthén	206-44-0	µg/kg	175	11 500
suma PAU	PAU	µg/kg	2 500	sledováno

5. Metodika a průběh postupu

Pro stanovení rizika hrozícího ve sledované oblasti bylo třeba co největšího množství údajů o kontaminaci polycyklickými aromatickými uhlovodíky v minulosti i v současnosti. Díky nim by bylo možné lépe analyzovat vliv starých a rozeznat místění nových bodových zdrojů konkrétních kontaminantů. Údaje získané v dostatečném množství z území, které je předmětem našeho zájmu, by zároveň umožnily lépe popsat, či dokonce kvantifikovat distribuci plošného znečišťování spadem z ovzduší. Dalším krokem je sledování vývoje koncentrací v čase na jednotlivých lokalitách a na jejich řadách podél směru toků. Tímto způsobem je možné sledovat časové trendy změn koncentrací na jednotlivých místech a v optimálním případě i časové průběhy změn jejich distribucí v rámci vybraných vodních toků. To umožňuje určit, zda je znečišťování povodí z bodových zdrojů jednorázové, sezónní nebo trvalé, případně časový trend dlouhodobých změn, a vyčíslit průběh transportu látky ve směru vodního toku

5.1. Použitá data

Zdroji údajů byly rozborů vzorků povrchových a freatických vod, prováděné laboratořemi Povodí Odry, a ČHMÚ v Praze. Na lokalitách s významným znečištěním evidovaných v databázi SEKM jsem se zabýval pouze vzorky odebranými z podzemní vody. Důvodem bylo, že koncentrace polycyklických aromatických uhlovodíků detekovaných v půdě a půdním vzduchu indikují znečištění nesaturované zóny, kde jsou látky do značné míry imobilizovány sorpčními procesy. Teprve podzemní voda kontaminovaná kvůli přínosu polutantů z nesaturované zóny (většinou vinou infiltrující se vody či jiného kapalného média) umožňuje rychlejší transport a šíření znečištění od svého zdroje. Na jednotlivých rozbořech pro SEKM se podílelo velké množství průzkumných a sanačních firem a poskytovatelem dat pro mou práci bylo Ministerstvo životního prostředí.

Povrchová voda podrobená rozbořům pocházela z odběrů na Odře a jejích hlavních přítocích. Freatická voda byla jímána vrty v kvartérních sedimentech v bezprostřední blízkosti vodního toku. Dalšími předměty rozbořů byly říční dnové sedimenty odebrané z pásu do 0,5 m od břehu řeky a plaveniny pocházející z odstředěných vzorků říční vody. PAU byly ze vzorků následovně extrahovány a k separaci jednotlivých chemických individuů a stanovení koncentrací byla využita metoda vysokotlaké kapalinové chromatografie (HPLC).

Zdroji údajů z atmosféry byly rozbořů vzorků vzduchu odebraných velkoobjemovými čerpadly na měřicích stanicích imisí v blízkosti lokalit se zvýšeným znečištěním ovzduší. Poskytovatelem těchto dat byl SZÚ v Ostravě a ČHMÚ. PAU byly extrahovány z filtrů a jejich koncentrace byly stanoveny metodou vysokotlaké kapalinové chromatografie (HPLC) nebo metodou plynové chromatografie s hmotnostně selektivní detekcí (GCH – MS). Přesnost výsledků obou metod stanovení PAU v ovzduší považuji za srovnatelnou. Na spolehlivost výsledků má v tomto případě na dané lokalitě větší vliv počet testovaných vzorků, než způsob stanovení koncentrace.

5.1.1. Hydrogeologický význam dat

5.1.1. a) Povrchová voda

Hlavním předmětem rozborů a zdrojem dat byla povrchová voda. V toku povrchové vody je kvůli nízké rozpustnosti polycyklických aromatických uhlovodíků nejúčinnějším transportním procesem přenášení látek adsorbovaných na pevné částice rozptýlené ve vodě. V kontaminované povrchové vodě lze tedy nejvyšší koncentrace nalézt v blízkosti dna. Obsah těchto polutantů ve vodě je přímo úměrný celkovému úhrnu organického materiálu umožňujícímu sorpci, resp. podílu organické hmoty ve vodě, v plavenině a v sedimentu schopném transportu. Tuto vlastnost nejlépe popisují veličiny TOC, CHSK, a také koncentrace rozpuštěného kyslíku jako parametr nepřímo úměrný množství organického materiálu. Narůstající obsah kyslíku ve vodě je navíc faktorem urychlujícím procesy přirozené atenuace PAU. Důležitým faktorem je rovněž teplota vody. S nárůstem teploty stoupá rozpustnost zejména u nízkomolekulárních PAU a dochází k urychlení sorpčních procesů. Zároveň však růst teploty vody výrazně zrychluje průběh chemických a biochemických reakcí umožňujících degradaci sledovaných látek. Koncentrace polutantů přítomných ve vodě dále závisí na velikosti efektivního povrchu částic, jejich množství ve vodě, potažmo na unášecí schopnosti - rychlosti proudění, na profilu koryta a průtoku.

Obsah znečišťujících látek tedy kolísá spolu s průtokem a obsahem organiky, a proto je k efektivnímu výzkumu kontaminace oblasti nutné provádět odběry vzorků spolu s měření průtoku pravidelně a v intervalech odpovídajících rychlosti změny hladiny. Pořizování vzorků tekoucí vody je tedy vyhovující především na spodních tocích řek. Výsledky rozboru odhalí jakost vody, ale příliš nepomohou při hledání zdroje kontaminace – nárůst koncentrace může znamenat akutní nedávný únik přímo do říčního toku nebo odkrytí a rychlou vodní erozi tělesa jílovitých náplavů silně znečištěných někdy v minulosti únikem, který by jinak vůbec nebyl zaznamenán. Klíčová je role říční nivy, jejíž hmota působí jako hlavní sorbent. Při nižším průtoku dochází k pohlcování kontaminace, ukládání znečištěných sedimentů a vzrůstu kvality vody. Vysoký průtok znamená erozi a často rázovou rychlou migraci velkého množství kontaminantu v řece. Zvláště při povodních se pravidelně přesouvají velké objemy PAU z obvykle vynořených částí nivy i z půdy ve vzdálenějším okolí toku a posléze se uloží desítky i stovky km daleko ve formě nánosů povodňových sedimentů, jež se na lokalitě stanou novým zdrojem znečištění. Za těchto podmínek je obtížné popisovat šíření polycyklických aromatických uhlovodíků podle schématu kontaminačního mraku a k objektivnímu průzkumu šíření polutantů konkrétním povrchovým tokem je nezbytné být dokonale obeznámen s heterogenitou oblasti, lokálními plochami sedimentace a

eroze a přesnými obsahy organických látek v sedimentu na všech důležitých lokalitách. Povrchové vody jsou vůči znečištění PAU nejzranitelnějším prostředím a kvůli možnosti rychlých změn poměrů na jednotlivých lokalitách spojených s projevy počasí je nejlepším přístupem proti šíření kontaminantů účinná prevence.

5.1.1. b) Freatická voda

Údaje o kontaminaci freatické vody pomáhají při průzkumu transportu PAU, ale poskytují spolehlivá data o jejich distribuci, konkrétně blízkosti bodového zdroje znečištění. Proto je pro účely vyhledávání zdrojů kontaminace považují za mnohem cennější, než informace z vody povrchové. V prostředí freatické zvodně lze šíření polycyklických aromatických uhlovodíků lépe modelovat principem kontaminačního mraku. Šíření je velmi pomalé i pod úrovní hladiny podzemní vody s jeho rychlost je limitována podílem organické složky v jemnozrnné komponentě sedimentů. Všechny PAU mají vyšší hustotu než voda. Vzhledem k velmi vysoké úrovni sorpce na pevnou fázi však látky nejsou schopné v přirozené krajině s půdním pokryvem infiltrovat do větších hloubek a kontaminovat hlubší oběh podzemní vody. I ve vodě freatické se jejich obsah pohybuje na hranici prahu detekce. Zasáknutí do větší hloubky mohou podporovat jen soustředěné zdroje intenzivní kontaminace (netěsnosti ochranných bariér skládek, úniky zamořených kapalin v průmyslových podnicích a skladištích, případně i požáry takových skladišť nebo skládek) na místech s vysokou úrovní infiltrace. Soustřeďování povrchových úniků může napomáhat i přítomnost sprašových těles blokujících zasakování látky po větší ploše na povrchu a rovnoměrné sorpci. Dlouhodobý soustředěný únik je schopen postupně saturovat sorpční kapacitu půdy a proniknout do saturované zóny. Freatická voda je zranitelná na území s mělkým nebo chybějícím půdním pokryvem. Na rizikových lokalitách v blízkosti vodních zdrojů je proto nezbytné její jakost pravidelně sledovat a na případné zhoršení jakosti vody okamžitě reagovat podle předem naplánovaných postupů.

5.1.1. c) Plaveniny a sediment

Na těchto pevných matricích dochází k přednostní kumulaci PAU. Vyšší hodnoty koncentrací ve volných plaveninách jsou měřítkem kontaminace povrchové vody a spolehlivě podávají mnohem přesnější výsledky o faktickém množství polutantu transportovaného vodou. Výsledky rozborů plavenin objektivněji poukazují na míru kontaminace celých toků, jelikož koncentrace polycyklických aromatických uhlovodíků ve vodě nejvíce kolísá s množstvím plavenin a ne s jejich úrovní zamoření. Říční sediment je neocenitelný z hlediska možnosti sledování dlouhodobého vývoje znečištění vodního toku a nižší závislostí změn koncentrace vlivem změny průtoku, nebo jejich nižší závislostí na sezónních projevech. Výpovědní hodnota naměřených

koncentrací ale může být drasticky zkreslena přechodem povodňové vlny, která promísí sedimenty s aktuálními údaji odpovídajících koncentrací s ostatním starším materiálem a do značné míry „resetuje“ celý systém. Data z plavenin a sedimentů nejsou klíčová pro okamžitou indikaci znečištění, ale pomáhají dokumentovat dlouhodobý stav ve sledované oblasti.

5.1.1. d) Atmosféra

Při nedokonalém spalování, jež je jedním z nejběžnějších procesů syntézy PAU, se polutanty primárně uvolňují do atmosféry, z největší části adsorbované na pevných částicích, na nichž precipitují při prvotním ochlazení proudu spalin. Kvůli rychlosti a efektivitě vzdušného transportu má každý bodový zdroj znečištění ovzduší významný plošný účinek, ale k nejintenzivnějšímu znečištění prostředí dochází pouze v bezprostřední blízkosti zdroje (Šnajdr, 2010). Vzdálenost překonaná polutanty od zdroje silně kolísá v závislosti na aktuálním stavu počasí. Klíčová je rychlost a směr vzdušného proudění, dále teplota vzduchu a intenzita slunečního záření, jež jsou činiteli fotochemické degradace především u nízkomolekulárních PAU, a také srážková činnost, která je nejúčinnějším prostředkem přenosu kontaminantu z atmosféry na zemský povrch. Vinou proměnlivosti počasí lze znečištění ovzduší na dané lokalitě zjistit větším počtem odběrů vzorků, jejichž statistické zpracování poskytne odpovídající průměrnou hodnotu.

Monitoring znečištění ovzduší je klíčový pro efektivní ochranu obyvatel před přímou intoxikací PAU následkem vdechování kontaminovaného vzduchu.

5.1.2. Kvantita dat

Celková kvantita dostupných dat byla nepříznivě ovlivněna:

- krátkou časovou periodou, po kterou byly vzorky odebírané z velké části lokalit podrobovány rozborům na PAU
- špatnou dostupností řady možných informačních zdrojů, především rozborů prováděných na zakázky různými soukromými laboratořemi
- nízkým podílem lokalit testovaných na obsahy PAU z celkového množství míst využívaných k pravidelnému monitoringu

Drtivá většina rozborů sedimentů z povodí Odry, k nimž jsem měl přístup, obsahovala z rizikových látek pouze výsledky testů nebezpečných kovů a jednoduchých chlorovaných uhlovodíků.

V důsledku uvedených příčin pochází valná většina dat, jež jsem nakonec použil ve své práci, pouze z databáze Povodí Odry a ČHMÚ. Síť lokalit s dostupnými údaji rozborů polycyklických aromatických uhlovodíků je vzhledem k rozloze sledovaného území dosti řídká, nerovnoměrná a soustředěná do prostoru dolní části povodí Odry.

Zvláštním případem byla data z lokalit evidovaných v databázi SEKM. Ve sledované oblasti na více než 75% lokalit s evidovaným znečištěním polycyklickými aromatickými uhlovodíky bylo díky včasným a účinným sanačním opatřením množství kontaminantu proniklého do saturevané zóny nízké. Proto zde byl obvykle proveden pouze 1 – 5 odběrů vzorků podzemní vody na různých místech v krátkém časovém období.

S jedinou výjimkou prostoru Třineckých železáren jsem se na ostatních lokalitách setkal s daty z velkého množství lokalit zaměřujících se na pečlivý průzkum distribuce znečištění na kontaminované ploše a v jejím okolí, nikoliv však na podrobné sledování vývoje kontaminace v delším časovém období. Převážná část míst odběru byla využita pouze jednou a na zbytku bylo nepravdělně provedeno jen několik odběrů za účelem zjištění účinnosti sanačních postupů na kontaminované lokalitě.

5.1.3. Kvalita dat

Kvalita dat je ovlivněna na značné části lokalit menší pravidelností nebo řídkým prováděním odběrů vzorků testovaných na PAU, což znemožňuje analýzu údajů formou statistického zpracování ekvidistantních časových řad. Dalším nepříznivým faktorem je neúplnost rozborů na řadě míst odběru. V případě sérií lokalit užívaných k odběrům na zjištění koncentrace PAU, které sledovaly říční toky, často na některých z nich chyběl záznam o rozboru konkrétního chemického individua, zejména ze skupiny nízkomolekulárních polycyklických uhlovodíků, jejichž koncentraci v daném bodě jsem potřeboval znát.

5.2. Pracovní postup

Metodiku zpracování dat za účelem získání výše zmíněných výsledků navzdory popsáním nepříznivým faktorům jsem rozdělil do následujících kroků: Filtrace nepoužitelných dat z poskytnutých datových souborů, Separace dat podle využitelnosti pro časové či prostorové analýzy a Analýza separovaných dat

5.2.1. Filtrace nepoužitelných dat z poskytnutých datových souborů

Odstranil jsem veškerá data rozborů postrádajících analýzu PAU a údajů z lokalit mimo sledovanou oblast. Také jsem odstranil několik nespolehlivých údajů, jež udávaly nesmyslně vysoké koncentrace PAU ve vodě (tisíce $\mu\text{g/l}$), a některé neúplné údaje (bez doplněného data odběru nebo bez uvedené prahové detekční meze – narazil jsem i na přesně vyčíslené hodnoty koncentrací pod úrovní uvedeného prahu detekce).

5.2.2. Separace dat podle využitelnosti pro časové či prostorové analýzy

Soustředil jsem údaje z lokalit s delší historií rozborů polycyklických aromatických uhlovodíků za účelem sledování vývoje trendů všech testovaných látek v čase, a v případě vysoké kvality dat za účelem analýzy časové řady. Cílem bylo zjistit vývoj koncentrací jednotlivých zástupců skupiny PAU v povrchových tocích v závislosti na čase, průtoku, teplotě vody, obsahu rozpuštěného kyslíku, TOC a parametru CHSK. Dále bylo cílem korelovat řady měření povrchové vody s příslušnými měřeními koncentrací PAU v podzemní vodě a v atmosféře. Jednotlivé látky jsem pro častou neúplnost rozborů (viz výše) volil podle toho, jak dlouho již byly tyto konkrétní polutanty na lokalitě pravidelně testovány. Nejsouvislejší byly na lokalitách sledy koncentrací benzo(a)pyrenu, benzo(b)fluoranthenu, benzo(k)-fluoranthenu a indeno(1,2,3-c,d,)pyrenu. Data z podzemní vody byla na většině sledovaných míst pro analýzu časové řady nepoužitelná vinou malého počtu měření, nebo se jednalo o data indikující koncentrace polutantů pod prahem detekce.

Ostatní data z lokalit, kde docházelo k odebírání vzorků na rozbor PAU pouze v jednom roce, nebo kde byla sledování jakosti vody příliš nepravidelná, jsem pro analýzu časových řad nemohl využít. Dále jsem byl nucen vyřadit i část údajů z lokalit, kde příslušná látka nebyla zjišťována, nebo kde datum odběrů nekorespondovalo s daty pořízení vzorků z ostatních míst.

5.2.3. Analýza separovaných dat

Filtraci a separaci dat jsem provedl v tabulkovém programu Excel. Ke zjištění základních trendů časových sledů koncentrací na jednotlivých lokalitách jsem použil grafické a matematické nástroje programu Excel a na analýzu časových řad trialovou verzi statistického programu Statistica 10. Výstupem jsou bodové grafy. Na rozbor prostorové distribuce některých individuálních látek PAU s hustší sítí lokalit jejich odběrů jsem hodlal použít mapový nástroj ArcGIS. Výsledkem měly být mapy distribuce konkrétních uhlovodíků podél říční sítě celé oblasti. Důvodem, proč jsem k použití mapového programu nepřikročil, byl nedostatek využitelných dat (viz kapitola Diskuze k výsledkům).

6. Výsledky

Při zpracovávání dat jsem narazil na zásadní problém, jemuž jsem se při volbě tématu a teoretické přípravě samotné práce snažil vyhnout. Jednalo se o fakt, že kvantita a kvalita dostupných dat nedostačovala k dosažení plánovaného rozsahu výsledků. Nedostatečná kvalita se nejvíce projevila v případech analýzy freatických vod. Na silněji kontaminovaných lokalitách s výjimkou prostoru Třince nebyl na místech odběru proveden trvalý monitoring, což znemožnilo korelaci údajů o znečištění podzemní vody s nejbližším povrchovým tokem. Většina rozborů vzorků z méně kontaminovaných lokalit pravidelně monitorovaných po delší čas vykazovala negativní výsledky nebo velice nízké hodnoty koncentrací v tisícinách $\mu\text{g/l}$. Hodnoty jevíly sklon skokově kolísat v těsné blízkosti prahu detekce. To působilo vinou nízké citlivosti nesouvislé přeskokování hodnot a vedlo ke vzniku dosti hrubých datových křivek, jež nejsou pro zamýšlenou analýzu použitelné.

6.1. Povrchová voda

Koncentrace sledovaných kontaminantů změřené na monitorovaných profilech indikují kritický stav znečištění spodních úseků hlavních vodních toků v ostravském regionu. Maximální povolené koncentrace PAU v povrchové vodě jsou překročeny o dva, nárazově až o tři řády, na řece Odře od Jakubčovic až ke státní hranici, na řece Opavě pod městem Opavou, na Ostravici pod Frýdkem-Místkem a na celém monitorovaném úseku toku Olše.

V údajích ze všech povrchových vod, jež jsem měl k dispozici, chyběly nejčastěji koncentrace naftalenu a fluorenu. Na řadě míst také nebyly provedeny rozborů ke zjištění koncentrací fenantrenu, antracenu a benzo(a)antracenu. Korelaci parametrů jsem považoval za důvěryhodnou, pouze pokud bylo možné výpočet provést nejméně

v desíti různých bodech. Přestože vyčíslené hodnoty koeficientů neposkytují přesný obraz o situaci na lokalitě, mohou sloužit k jejímu odhadu. Korelace koncentrací polutantů s průtokem, teplotou, parametry TOC, CHSK a obsahem rozpuštěného kyslíku v povrchové vodě nepřinesla očekávané výsledky. Na řadě lokalit užívaných k pravidelnému sledování PAU nebyly zmíněné veličiny monitorovány, nebo zde byly určovány v jiný den, než byl odebrán vzorek pro rozbor těchto kontaminantů. Uvedené parametry mající v malém měřítku předpokládaný podstatný vliv na koncentrace polycyklických aromatických uhlovodíků v povrchové vodě zjevně nejsou v komplexním systému většího toku zásadním faktorem pro míru kontaminace vody. Vypočtené korelační koeficienty na sledovaných profilech jen zřídka překročí hodnotu 0,5. Získané hodnoty lze tedy považovat nejvýše za vyčíslení hrubé aproximace procesů probíhajících v proudící vodě říčních toků. Podrobnější výklad uvedu k jednotlivým lokalitám, kde bylo díky údajům o veličinách naměřených spolu s koncentracemi PAU možno korelaci provést. Údaje v tabulkách představují aritmetické průměry korelačních koeficientů (viz v příloze). Korelaci jsem prováděl mezi časovou řadou hodnot měřeného parametru a příslušnou časovou řadou koncentrací každého jednotlivého polycyklického aromatického uhlovodíku.

6.1.1. Opava

Profil Malé Hoštice (Tab. 7-a)) se nalézá na středním toku řeky Opavy na mezi městem Opavou a soutokem se svým hlavním přítokem, řekou Moravicí. Koncentrace PAU zde vykazují zřetelnou pozitivní korelaci parametry CHSK a TOC a slabší závislost na měřeném průtoku. Oproti tomu na profilu Děhylov (Tab. 7-b)) není patrná žádná korelace s uvedenými veličinami. Slabou korelaci s CHSK a TOC lze zaznamenat teprve na profilu Třebovice (Tab. 7-c)) při ústí Opavy do Odry. Z údajů a umístění profilů na řece vyplývá, že v silněji znečištěném toku (pod městem Opavou) panuje kvůli současné dotaci řeky látkami PAU spolu s ostatní s ostatní organickou hmotou mezi koncentracemi obou komponent panuje přímá úměra. Pod soutokem s Moravicí je jejich poměr narušen přínosem

Tab. 7-a)

Průtok (m³/s)	0,679
<i>Teplota vody</i>	<i>0,158</i>
CHSK (mg/l)	0,833
TOC (mg/l)	0,849
<i>Rozp. O₂ (mg/l)</i>	<i>-0,239</i>

Tab. 7-b)

<i>Průtok (m³/s)</i>	<i>-0,090</i>
<i>Teplota vody</i>	<i>-0,039</i>
<i>CHSK (mg/l)</i>	<i>-0,087</i>
<i>TOC (mg/l)</i>	<i>-0,049</i>
<i>Rozp. O₂ (mg/l)</i>	<i>0,135</i>

Tab. 7-c)

<i>Průtok (m³/s)</i>	<i>0,051</i>
<i>Teplota vody</i>	<i>0,215</i>
CHSK (mg/l)	0,323
TOC (mg/l)	0,395
<i>Rozp. O₂ (mg/l)</i>	<i>-0,056</i>

nového materiálu z čistšího toku a původní rovnováha se rovnováha mezi organickým materiálem a sledovaným kontaminantem se pozvolna obnovuje v úseku Děhylov – Třebovice.

6.1.2. Ostravice

Na rozdíl od Opavy vykazuje Ostravice silnější závislost koncentrace PAU na průtoku. Důvodem je patrně dynamičtější tok řeky – i na obou profilech: nad Lučinou (Tab. 8-a)) a Ostrava (Tab. 8-b)) je na dolním toku Ostravice její spád oproti dalším velkým řekám téměř dvojnásobný. Zvýšená unášecí schopnost proudu dle mého názoru umožňuje účinnější transport PAU adsorbovaných na částicích ve vznosu, což je důvodem jejich pozitivní korelace. V profilu Nad Lučinou rovněž vykazuje obsah vysokomolekulárních PAU slabou korelaci s TOC, která mizí zřejmě po narušení chemické rovnováhy po přítoku vody z Lučiny.

Tab. 8-a)

Průtok (m³/s)	0,768
<i>Teplota vody</i>	<i>-0,115</i>
<i>CHSK (mg/l)</i>	<i>0,036</i>
TOC (mg/l)	0,233
<i>Rozp. O₂ (mg/l)</i>	<i>0,183</i>

Tab. 8-b)

Průtok (m³/s)	0,466
<i>Teplota vody</i>	<i>-0,011</i>
<i>CHSK (mg/l)</i>	<i>0,121</i>
<i>TOC (mg/l)</i>	<i>0,071</i>
<i>Rozp. O₂ (mg/l)</i>	<i>-0,041</i>

6.1.3. Odra

Na řece Odře se nachází největší počet profilů s úplnými profilem s téměř úplnými údaji o všech sledovaných parametrech. V tabulkách jsou zaznamenány průměrné hodnoty z monitorovacích lokalit Jakubčovice nad Odrou (Tab. 9-a)), Svinov (Tab. 9-b)), Antošovice (Tab. 9-c)), Bohumín (Tab. 9-d)) a Pod Bohumínskou stružkou (Tab. 9-e)). Na profilu Jakubčovice ležícím v úvodní části středního toku Odry můžeme zaznamenat slabou korelaci koncentrace polycyklických aromatických uhlovodíků teplotou. V tomto případě údaj aritmetického průměru korelačních koeficientů postrádá úplnou vypovídací hodnotu, Z úplné tabulky (viz přílohy) je zřejmé, že nízkomolekulární fluoren a fenantren jsou na teplotě nezávislé, a reaktivní naftalen vykazuje lehkou negativní korelaci, jež je zřejmě způsobena jeho degradací urychlenou při vyšších teplotách vody. Koncentrace chemicky odolnějších látek ze skupiny PAU od fluoranthenu k indeno(1,2,3-c,d)pyrenu naopak jeví tendenci nárůstu s teplotou, což je patrně důsledkem nepatrně vyšší rozpustnosti. Z předložených faktů soudím, že v případě obou látek nejsou minimální hodnoty korelačních koeficientů důsledkem nezávislosti na teplotě, ale výsledkem protichůdného působení procesů rozpustnosti a degradace, jejichž účinnost je přímo úměrná teplotě. Důvodem, proč v Jakubčovicích není patrná korelace s parametry CHSK, TOC a obsahem kyslíku nejspíše tkví v celkovém nedostatku organického materiálu v Odře oproti lokalitám ležícím dále po proudu v úseku říční nivy. Neprokázanou závislost koncentrací PAU na průtoku si rovněž vysvětlují nižším podílem organických částic schopných adsorbovat polutanty.

Na profilech od Svinova pod Bohumínskou stružku je již patrná pozitivní korelace koncentrací kontaminantů s celkovým organickým znečištěním Odry. Na soutocích Odry s Opavou a Ostravicí jejich voda s odlišnými obsahy PAU a organické hmoty pravděpodobně účinně přispěla k porušení rovnováhy procesu sorpce polutantů na organické částice. Tato rovnováha se patrně na úseku od Ostravy ke státní hranici, kde se

Tab. 9-a)

Průtok (m ³ /s)	0,125
Teplota vody	0,248
CHSK (mg/l)	0,162
TOC (mg/l)	0,173
Rozp. O ₂ (mg/l)	-0,136

Tab. 9-b)

Průtok (m ³ /s)	0,166
Teplota vody	0,186
CHSK (mg/l)	0,306
TOC (mg/l)	0,298
Rozp. O ₂ (mg/l)	-0,283

Tab. 9-c)

Průtok (m ³ /s)	0,388
Teplota vody	-0,147
CHSK (mg/l)	0,290
TOC (mg/l)	0,273
Rozp. O ₂ (mg/l)	0,109

Tab. 9-d)

Teplota vody (°C)	0,180
CHSK (mg/l)	0,572
Rozp. O ₂ (mg/l)	-0,079

Tab. 9-e)

Průtok (m³/s)	0,792
Teplota vody	0,020
CHSK (mg/l)	0,725
Rozp. O ₂ (mg/l)	-0,159

až k Olši nenacházejí významné přítoky, zvolna ustaluje. Důkazem podporujícím tuto teorii je postupný vzrůst průměrných hodnot korelačních koeficientů znečištění PAU a parametru CHSK a na průtoku.

6.1.4. Olše

Na profilech Ropice (Tab. 10-a)), Pod Českým Těšínem (Tab. 10-b)) a Ústí Olše (Tab. 10-c)) je zřejmá pozitivní korelace mezi koncentracemi polutantů a obsahem organického znečištění. Příčinou kontaminace Olše již v úvodní části středního toku na profilu Ropice je s největší pravděpodobností průmyslový komplex Třineckých železáren, jenž je navzdory probíhajícímu sanačním opatřením jedním z nejvýznamnějších zdrojů kontaminace povrchové vody v ostravském regionu a přilehlých oblastech. V Ropici je jako na jediné lokalitě ze sledovaných profilů patrná i negativní korelace koncentrace polutantů s obsahem rozpuštěného kyslíku, což je způsobeno vyšším podílem oxidovatelných uhlovodíků a schopných vázat látky PAU.

Tab. 10-a)

<i>Průtok (m³/s)</i>	0,210
<i>Teplota vody</i>	0,195
CHSK (mg/l)	0,494
TOC (mg/l)	0,398
<i>Rozp. O₂ (mg/l)</i>	-0,283

Tab. 10-b)

<i>Průtok (m³/s)</i>	0,395
<i>Teplota vody</i>	-0,174
CHSK (mg/l)	0,558
TOC (mg/l)	0,526
<i>Rozp. O₂ (mg/l)</i>	0,052

Tab. 10-c)

<i>Teplota vody</i>	-0,125
TOC (mg/l)	0,582
<i>Rozp. O₂ (mg/l)</i>	0,070

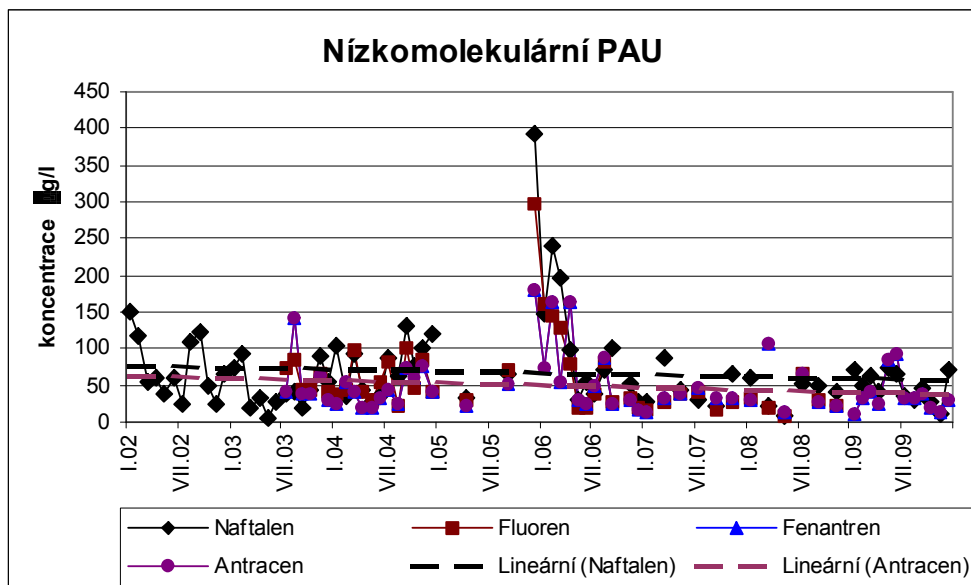
6.1.5. Vývoj kontaminace na sledovaných říčních profilech

K rozboru časové řady koncentrací kontaminantů na sledovaném profilu jsem přistoupil pouze v případě, že zde bylo naměřeno alespoň deset hodnot. U vyhovujících časových řad jsem provedl základní statistický rozbor a určil jsem trend vývoje. Častá nepravidelnost měření koncentrací PAU na některých lokalitách však byla příčinou toho, že na nich naměřené hodnoty neposkytují dostatečně spolehlivý obraz o vývoji znečištění. Časové řady na většině profilů se vyznačují občasnými strmými nárůsty a poklesy koncentrací, které jsou často zaznamenány pouze v rámci jediného měsíčního měření (viz příloha). Je to důsledkem rychlejších kontaminačních vln, zaznamenaných pouze na nejbližší přilehlé lokalitě po proudu od zdroje znečištění. Tyto peaky v hodnotách koncentrací mají silný vliv na výsledky statistického zpracování celé řady a zejména ztěžují výpočet průměrných hodnot a

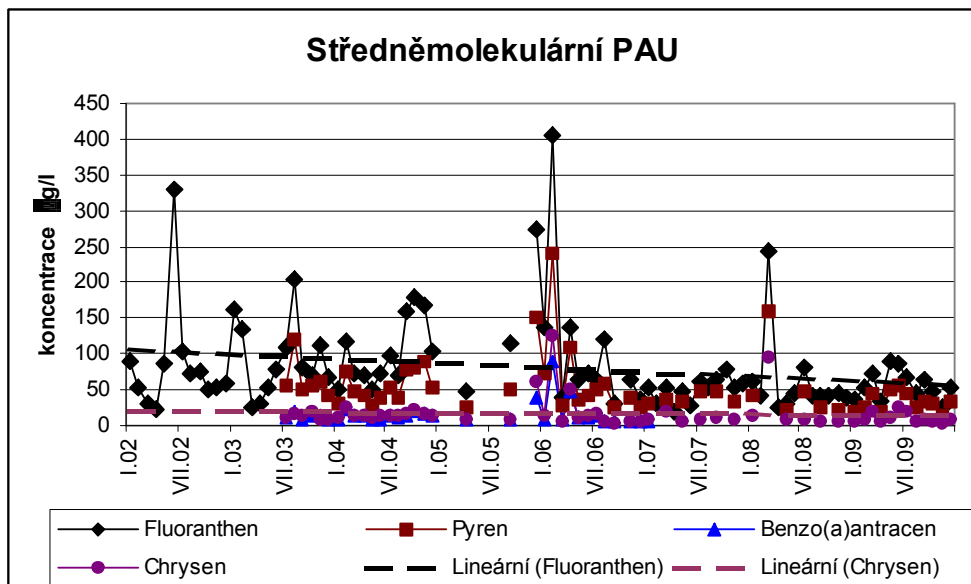
trendů na dané lokalitě. Vypočtené hodnoty lze tedy považovat spíše za orientační.

Celkově nízký počet hodnot získaných na převážné části lokalit a časté mezery v datových řadách znemožňují aplikaci analýzy časových řad. Pouze profily Bohumín (grafy 2) – 4)), Ostrava (grafy 5) – 7)) a Ústí Olše (grafy 8) – 10)) poskytly díky dostatečně vyhovující kvalitě a kvantitě dat výsledky, které považují za spolehlivější.

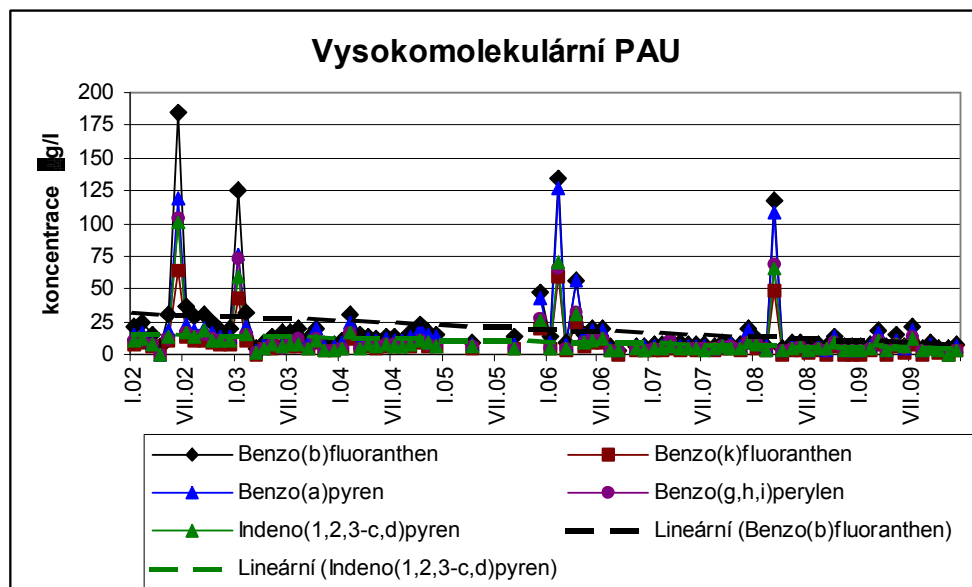
Bohumín – graf 2)



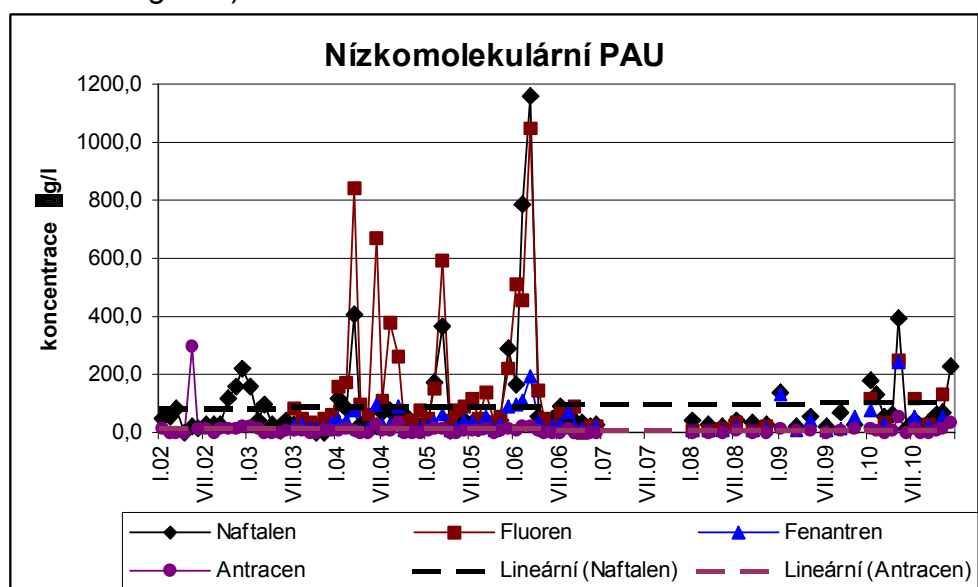
Bohumín – graf 3)



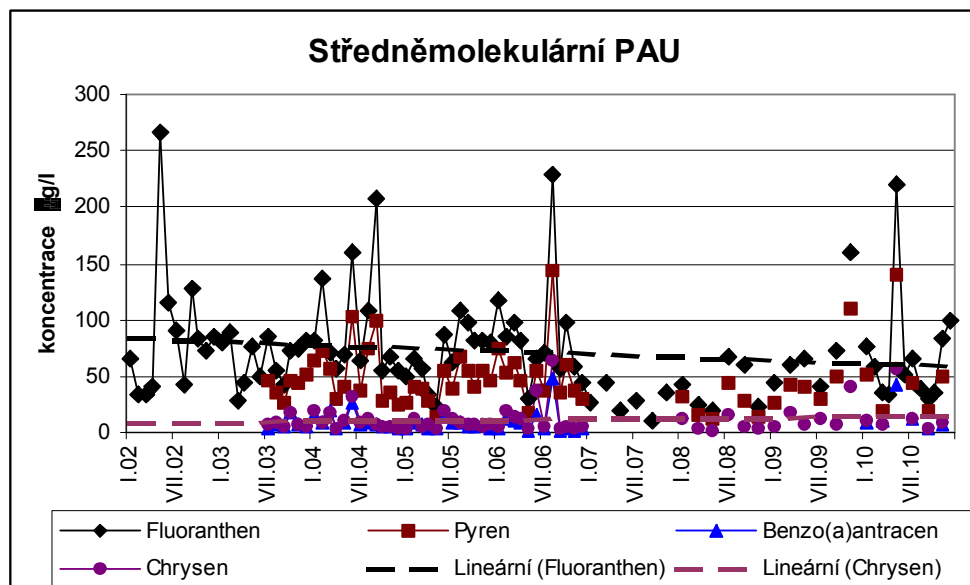
Bohumín – graf 4)



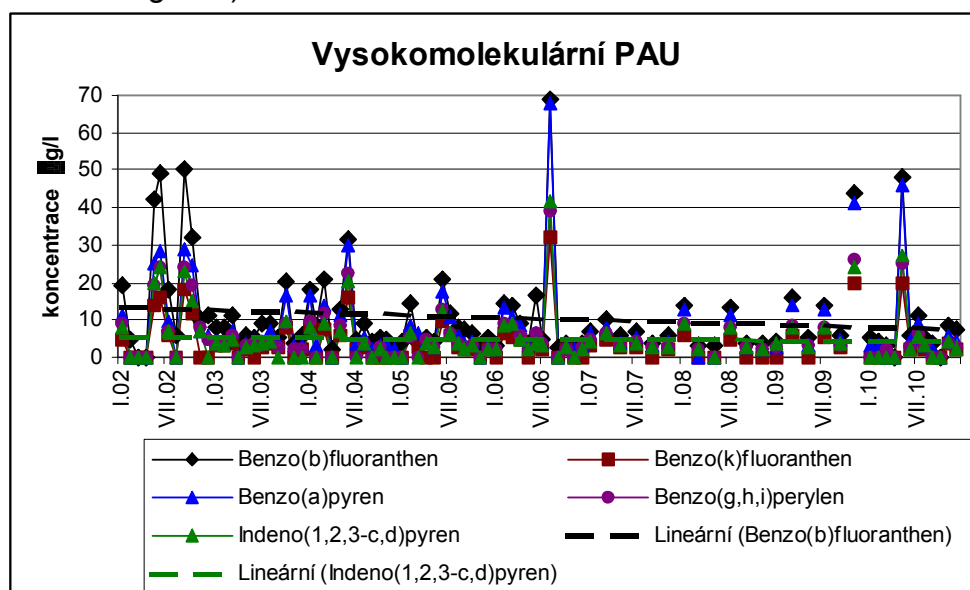
Ostrava – graf 5)



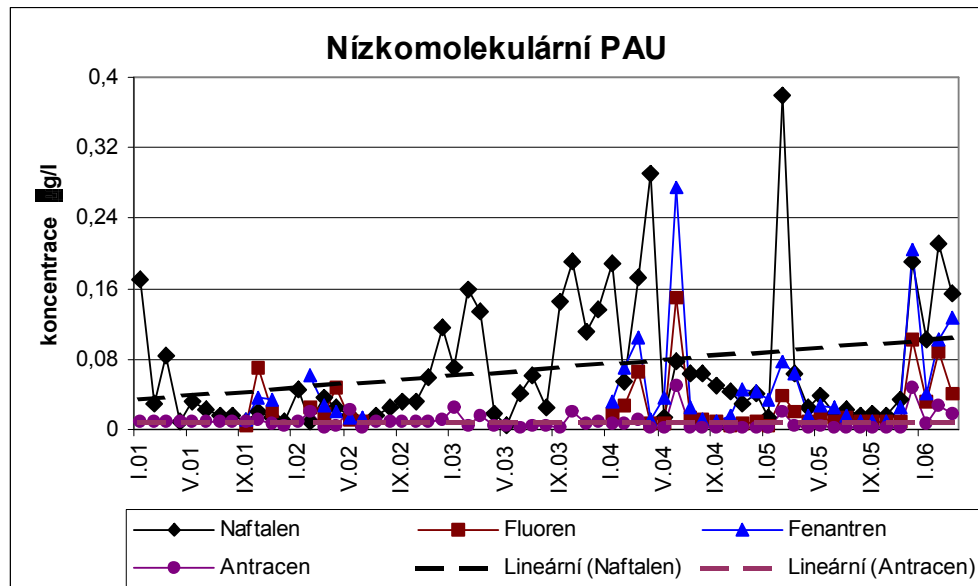
Ostrava – graf 6)



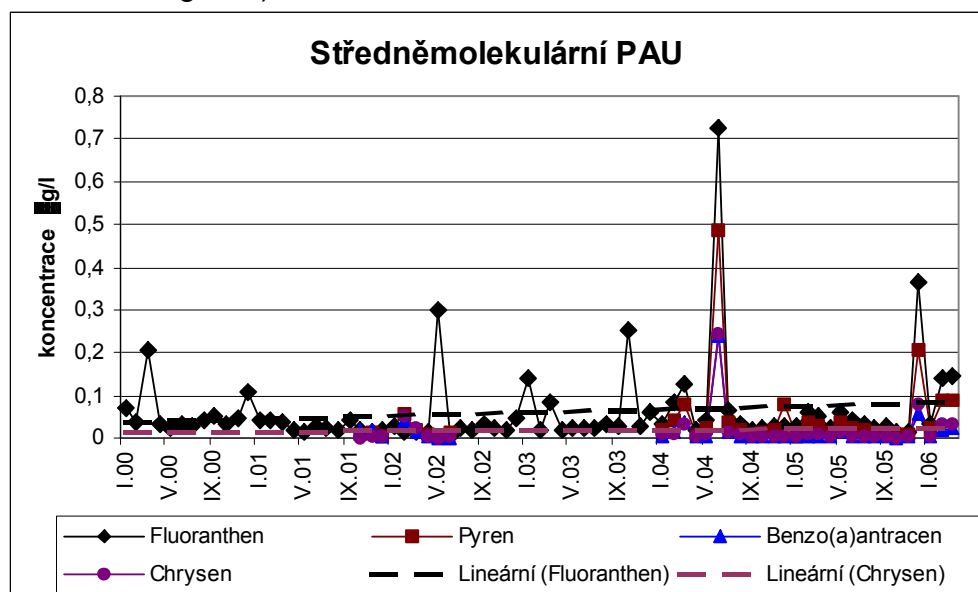
Ostrava – graf 7)



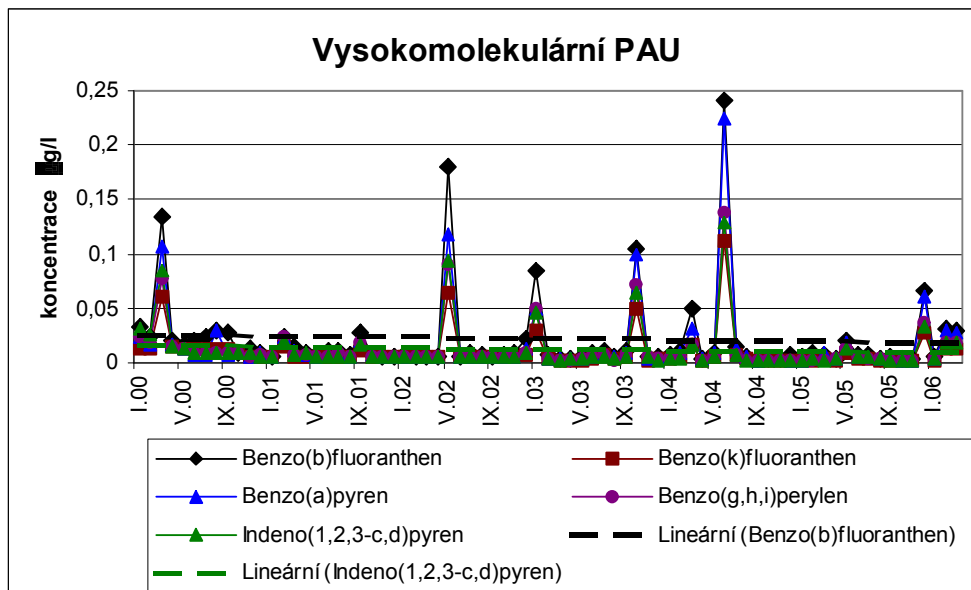
Věřovice – graf 8)



Věřovice – graf 9)



Věřnovice – graf 10)



Z předložených grafů (i z ostatních grafů uvedených v příloze) je zřejmé, že hodnoty všech kontaminantů na daných lokalitách lze považovat za ustálené, bez výrazných dlouhodobých tendencí k vzestupu nebo poklesu koncentrací. S nárůstem molární hmotnosti PAU roste uniformita jejich časových řad a peaky výchylek koncentrací způsobených zmíněnými kontaminačními vlnami jsou výraznější. Dále zde uvádím tabulky statistických hodnot časových řad stanovených na jednotlivých profilech

6.2. Sedimenty a plaveniny

Hodnoty koncentrací polutantů v sedimentech a plaveninách na pěti monitorovaných profilech (Jakubčovice, Ostrava, Děhylov, Věřnovice a Bohumín) jsou obdobně hodnotám z povrchové vody rovněž zvýšené o jeden až dva řády nad povolenou normu, což indikuje dlouhodobé kritické znečištění říčních toků. Vzhledem k delším a nepravidelným intervalům mezi jednotlivými odběry nebylo možné provést analýzu časových řad a vypočtené korelační koeficienty mají nižší vypovídací hodnotu. Navzdory tomu data ve sledovaných maticích pomáhají upřesnit situaci na měřených profilech. Koncentrace těchto látek v povrchové vodě v případě sledovaných středněmolekulárních a vysokomolekulárních PAU vykazují zřetelnou pozitivní korelaci s obsahem TOC na lokalitách Jakubčovice nad Odrou, Děhylov a Bohumín. Koeficienty zde kolísají v rozmezí 0,2 až 0,8. Na profilech Ostrava a Věřnovice koeficienty kolísají v blízkosti nuly a v případech některých látek vykazují záporné hodnoty. Tuto skutečnost připisují dosud neustálené rovnováze mezi obsahem organické komponenty a koncentrací sorbujících se PAU v naplaveném sedimentu.

Na profilech Jakubčovice, Ostrava a Děhylov obsah polutantů v plaveninách nejeví patrnou korelaci s PAU. Korelační koeficienty se většinou pohybují v rozmezí $\pm 0,2$ (viz přílohy). Obsahy polutantů na lokalitách Věrnovice a Bohumín dokládají slabou pozitivní korelaci mezi plaveninami a vodou. Tento výsledek nejspíše souvisí se stabilizací sorpční rovnováhy mezi povrchovou vodou a unášenými částicemi díky větší vzdálenosti měřené lokality od posledního soutoku s větším přítokem. Vypočtené koeficienty korelací koncentrací PAU v sedimentech s jejich obsahy v plaveninách a povrchové vodě kolísaly v širokém rozmezí $\pm 0,7$. Tyto údaje ale nejsou spolehlivé kvůli příliš nízké četnosti odběrů sedimentů. Hodnoty znečištění sedimentů navíc na rozdíl od povrchové vody a plavenin popisují spíše dlouhodobý stav na zkoumaném území.

6.3. Freatická voda

Na lokalitách sledovaných ČHMÚ se naměřené hodnoty koncentrací polycyklických aromatických uhlovodíků ve většině vzorků pohybovaly ve velmi nízkých hodnotách. V rámci statistického vyhodnocení stanovený modus a medián každé řady určil hodnotu $< 0,002 \mu\text{g/l}$, resp. pod prahem detekce. Sporadické údaje vyšších koncentrací tvořily na časové řadě sledování separované peaky. Kvůli velmi nízkému počtu měření s vypovídací hodnotou nebylo možno provést korelaci dat s údaji z povrchové vody, ani analýzu časových řad. Na nízkých koncentracích PAU v podzemní vodě má zásluhu účinná sorpce těchto látek na materiál akviferu. Krátkodobé nárůsty koncentrací indikují občasné znečištění freatické vody polutanty zavlečenými infiltrací z povrchu. Proces sorpce na pevnou fázi však vždy umožnil rychlé odstranění kontaminantu z podzemní vody. Je to důkaz velmi nízkého stupně znečištění materiálu v saturované zóně na sledovaných lokalitách.

Místa významného znečištění krajiny jsou evidována v databázi Systému Evidence Kontaminovaných Míst (SEKM) na Ministerstvu životního prostředí. Kontaminace vážněji znečištěných lokalit v ostravském regionu je většinou důsledkem dlouhodobé průmyslové a těžební činnosti a skladování kontaminovaných materiálů. Dostupné údaje z databáze SEKM na těchto lokalitách jsou výsledkem průzkumných prací, jejichž cílem bylo zjistit rozsah a závažnost kontaminace a umožnit optimalizaci sanačních opatření. Proto bylo na sledovaných místech odebrán k rozboru jen malý počet vzorků (1 – 5 analýz na každém stanovišti), z nichž nelze sestavit časovou řadu potřebnou ke korelaci. Význačný pokles koncentrací PAU v podzemních vodách na všech lokalitách v ostravském regionu, jež byly předmětem mého zájmu a kde bylo provedeno několika rozborů s časovým rozestupem větším, než dva měsíce, dokládá efektivitu sanačních opatření. Zmíněná místa nadále představují potencionální zdroj znečištění, ale rozsáhlému šíření polutantu vázaného v především v nesaturované zóně podzemní vodou bylo zabráněno.

Lokalita Třinecké železárny, a.s., je jediným objektem dlouhodobého monitorování podzemní vody, jehož výstupy jsou použitelné pro porovnání s kontaminací povrchového toku. Areál Třineckých železáren se nachází na severozápadním okraji města Třinec v nivě řeky Olše na obou jejích březích. Rozloha areálu činí 386,7 ha a část kontaminovaných lokalit leží mimo stávající areál. Součástí areálu jsou dodnes fungující koksovna a obalovna, které svůj provoz započaly již před rokem 1989. Během koksochemické výroby, resp. při výrobě živičných směsí bylo manipulováno s látkami obsahujícími PAU či PCB. To jsou hlavní důvody, proč byla tato lokalita zařazena do evidence SEKM (SEKM, 2013). Areál se nalézá na dně hlubokého údolí řeky Olše, která patří k hlavním erozním činitelům spoluvytvářející místní dynamický reliéf. Vzhledem k vysokým spádovým poměrům a nízké retenční schopnosti přilehlé oblasti patří k velkým problémům sanačních prací dostatečná izolace kontaminovaných ploch v areálu před povrchovou vodou toku Olše, Líštnice a Tyry, které se vyznačují silným kolísáním průtoků v závislosti na srážkách, resp. odtávání sněhu. Podrobnější informace o hydrogeologických poměrech lze nalézt v popisu prostoru Karpatských příkrovů, kapitola 2.5.3.

K průzkumu znečištění v letech sledovaném časovém období 2000 – 2010 byly využívány hlavně série jednorázových odběrů vody, půdy a podzemního vzduchu sloužící k lokalizaci znečištění a průzkumu jejího plošného a hloubkového rozsahu. V těchto letech zde byla monitorovací činnost prováděna především za účelem zhodnocení situací a postupů vedoucích k úspěšné enkapsulaci či likvidaci jednotlivých sanačních objektů. Převážnou část z nich představují staré zátěže, kterým dala vznik dřívější průmyslová činnost v dnes již neužívaných provozech. Navzdory vysokému počtu monitorovacích objektů v celém areálu Třineckých železáren byla na velké části z nich většinou prováděna krátkodobá nepravidelná sledování sloužící pouze k ověření účinnosti uplatněných sanačních postupů. V některých případech však bylo nutno přikročit k sledování dlouhodobého vývoje kontaminace na lokalitě kvůli zjištění vlivu kolísání hladiny podzemní vody, resp. hladiny toků Olše, Tyry a Líštnice.

Z bohatého výběru monitorovaných lokalit jsem vybral jako klíčové jímací vrtů BH-108, BH-109, BH-111, BH-112, BH-113 a BH-151 (= BH-110) využívané v prostoru sanačního objektu SO-07, kde se nalézá rozsáhlá plocha nesaturovaného i saturovaného podloží kontaminovaného provozem místní koksovny. Tyto vrtů se vyznačují nejdelším souvislým obdobím pravidelného monitoringu znečištění podzemní vody v letech 2007-2010 a proto jsem je považoval za zdroj nejvhodnějších dat pro účely korelace s údaji z povrchové vody. Jako reprezentativní lokalitu povrchové vody jsem zvolil profil Olše-dol. ležící pod soutokem Olše s Neborůvkou, kde bylo v letech 2006-2008 prováděno pravidelné sledování znečištění řeky Olše PAU. Výsledné korelace ale přesto nepovažuji za příliš spolehlivé, jelikož bylo na profilu Olše-dol. prováděno měření pouze jednou za dva měsíce. Přesto jsou však její data nejucelenějším záznamem koncentrací polutantů v říční vodě pod Třincem, jaký jsem měl k dispozici. Vzhledem k malé

spolehlivosti zmíněného profilu jsem výsledky rovněž koreloval s nejbližším dalším profilem řeky Olše v obci Ropice sledovaným v rozmezí let 2002-2010.

Tabulka 11) ukazuje korelace koncentrací PAU naměřených ve sledovaných vrtech a na zmíněném profilu Olše-dol.. V posledním řádku jsou pak hodnoty korelací mezi tímto profilem a lokalitou Ropice vzdálenou cca 3 km po proudu řeky. V tabulce 12) jsou pak zobrazeny hodnoty korelací mezi údaji naměřenými ve vrtech a na profilu Ropice. Důvodem k tomuto kroku bylo posouzení vlivu kontaminace freatické vody v areálu Třineckých železáren na vzdálenější lokality ležící dále po proudu řeky.

Tab. 11) (Olše-dol.)

zn. vrtů	1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.	8.	9.	10.	11.	12.	13.
BH-108	-0,20	-0,20	-0,28	0,22	0,30	0,30	0,51	0,76	0,77	0,82	0,84	-0,26	-0,05
BH-109	0,86	-0,28	-0,37	-0,47	-0,43	-0,03	0,01	-0,34	-0,26	-0,26	0,06	0,05	0,96
BH-111	0,75	0,46	-0,38	0,40	0,42	0,37	0,35	0,00	0,03	-0,03	-0,07	0,07	0,86
BH-112	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
BH-113	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
BH-151	0,48	-0,33	-0,30	-0,48	-0,31	0,25	0,22	0,38	0,52	0,55	0,67	-	0,15
profil													
Ropice	-0,31	-0,40	0,38	-0,88	0,12	0,07	-	0,18	0,5	0,37	0,59	-	0,77

Tab. 12) (Ropice)

zn. vrtů	1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.	8.	9.	10.	11.	12.	13.
BH-108	-0,16	0,09	-0,03	0,03	-0,03	-0,14	0,14	0,16	0,06	0,13	-0,14	-0,01	-0,07
BH-109	-0,19	-0,02	0,19	0,17	0,12	-	0,20	0,29	0,27	0,26	0,16	-0,24	-0,08
BH-111	-0,17	0,01	0,01	0,41	0,33	-0,41	0,37	0,47	0,56	0,51	-0,14	0,10	0,11
BH-112	-0,04	-0,09	0,73	0,02	0,67	-0,01	0,13	-0,15	-0,08	0,10	-0,36	0,05	-
BH-113	0,31	-0,13	0,12	-0,31	-0,56	-	-	-	-	-	-	0,03	0,27
BH-151	-0,12	0,02	0,09	0,04	-0,08	0,62	-0,23	-0,14	-0,12	-0,08	-0,22	-0,25	0,06

Měřené PAU :

- | | | |
|----------------|------------------------|----------------------------|
| 1. naftalen | 6. benzo(a)antracen | 10. benzo(a)pyren |
| 2. fenantren | 7. chrysen | 11. benzo(g,h,i)perylene |
| 3. antracen | 8. benzo(b)fluoranthén | 12. indeno(1,2,3-c,d)pyren |
| 4. fluoranthén | 9. benzo(k)fluoranthén | 13. suma PAU |
| 5. pyren | | |

Z výsledků je zřejmé, že ze sledovaných míst měření pouze podzemní voda ve vrtu BH-108 vykazuje zřetelnější korelaci koncentrací středněmolekulárních a vysokomolekulárních PAU s tokem Olše. To naznačuje, že podzemní voda v ostatních vrtech je od povrchové vody ve větší míře izolována. To zároveň znamená, že uplatňovaná sanační opatření zamezující šíření znečištění ze saturované zóny sanovaného objektu do povrchové vody lze považovat za účinná.

Výsledky dále prokázaly, že koncentrace PAU mezi profily Olše-dol. a Ropice se oproti předpokladu jeví jako nezávislé. Tuto skutečnost je možné vysvětlit pouze tím, že mezi oběma profily proniká do toku Olše freatická voda se značně odlišným chemickým složením, která tak zcela mění průběh časové řady koncentrací. Jiným možným vysvětlením by byl fakt, že hodnoty stanovené na profilu Olše-dol. nepředstavují reprezentativní informace o kontaminaci řeky Olše pod Třincem. Koncentrace PAU v monitorovacích objektech a na profilu Ropice ale rovněž nevykazují žádnou korelaci.

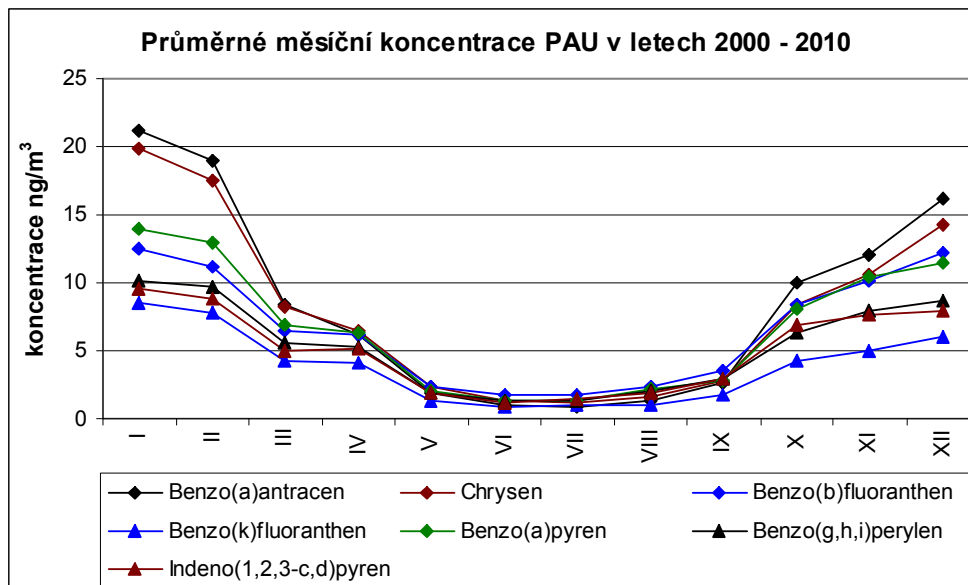
Lokalita Třinecké železářny, a.s. poukázala na fakt, že výsledné znečištění říčního toku kontaminovaného řadou rozličných zdrojů lze posuzovat jen jako výsledek jejich společného působení a není možné úspěšně korelovat koncentrace polutantu v povrchové vodě a na jednotlivých znečištěných plochách, pokud nemůžeme vyčíslit vliv znečištění ploch ostatních.

6.4. Atmosféra

Korelace koncentrací PAU naměřených v atmosféře a koncentrací zjištěných na nejbližších sledovaných profilech povrchových toků se pohybovaly v širokém rozmezí $\pm 0,5$. Stejně tak křížové korelace, jimž jsem podrobil dostupná data v programu Statistica 10 v rámci hodnot jednotlivých látek PAU, značně kolísaly a nepřesahovaly hodnotu $\pm 0,2$. Tuto skutečnost si vysvětluji okolností, že kroky měření všech korelovaných veličin byly příliš hrubé – měření byla prováděna po jednom nebo po dvou měsících.

Data z pravidelného monitoringu polycyklických aromatických uhlovodíků v měsíčních intervalech na všech sledovaných místech vykazují cyklické kolísání koncentrací s roční periodou (viz graf 11)) Porovnání s průměrnými měsíčními srážkami (graf 12), resp. graf 1)) odhalí, že hlavní příčinou nárůstu koncentrací v zimních měsících je právě nižší srážková aktivita v tomto období.

Graf 11)



Graf 12)



Ve větších městech mají na zvýšené koncentrace PAU v ovzduší do určité míry vliv zhoršené rozptylové podmínky během zimních teplotních inverzí a v přímé blízkosti městských tepláren i nárůst emisí spojený se zimním provozem. Vedle účinků srážek však považují tyto faktory ve velkém měřítku za málo významné. Za tohoto předpokladu intenzita plošného znečištění povrchu sledovaného území navzdory koncentracím v atmosféře narůstá během sezónního zvýšení srážek, kdy suchou depozici PAU na území častěji nahrazuje efektivnější mokrá depozice.

Samostatná analýza časových řad koncentrací na profilech povrchové vody rovněž neprokázala případné cyklické kolísání hodnot s dvanáctiměsíční periodou. Důvodem je zřejmý fakt, že bez ohledu na aktuální znečištění ovzduší se kontaminanty nejprve uloží pomocí procesů suché i mokré precipitace na vegetaci a povrch zemin (podíl přímo kontaminované vodní plochy je vůči rozloze celé oblasti zanedbatelný), odkud jsou teprve transportovány povrchovým splachem, podpovrchovým odtokem, nebo infiltrací do freatické vody, dále do vodních toků. Jelikož rychlost a účinnost těchto transportních procesů závisí na lokálních hydrogeologických podmínkách a klimatických jevech, nelze bez velmi podrobných informací o všech těchto místech vyčíslit aktuální vliv znečištění atmosféry na kontaminaci povrchové vody, ani podíl dotace toku polycyklickými aromatickými uhlovodíky z ovzduší a z jiných zdrojů.

7. Diskuze k výsledkům

7.1. Distribuce kontaminace v ostravském regionu a zdroje znečištění životního prostředí

Možnost stanovení prostorové distribuce povrchových toků byla ovlivněna faktem, že pravidelně monitorované profily se nalézají především v oblastech silněji postižených znečištěním. Na základě dostupných dat lze tedy prokázat znečištění a stanovit koncentrace polutantů na území s již dříve zjištěnou kontaminací, ale nelze prokázat nepřítomnost kontaminantu v oblastech vzdálenějších od zjevných zdrojů znečištění, např. průmyslových center.

Z údajů pořízených na sledovaných profilech je patrné, že monitorovaná místa vykazují dlouhodobě zvýšenou koncentrací PAU vinou přítomnosti zdroje kontaminace v okolí místa odebrání vzorku. Z poloh profilů v blízkosti větších měst lze usoudit, že příčinou znečištění zde může být jak dlouhodobý únik kontaminace ze současného zdroje nebo dopad vyluhování staré zátěže – zamořeného tělesa sedimentů, jež se staly v minulosti předmětem znečištění masivního úniku polutantů, tak i znečištěná atmosféra. Na základě dostupných dat předpokládám, že existence nesanované staré zátěže v blízkém okolí sledovaných profilů je nepravděpodobná. Domnívám se proto, že menší část PAU v povrchové vodě pochází ze slaběji kontaminovaných sedimentů říční nivy, k jejichž postupnému znečišťování docházelo v minulém století v důsledku nedostačujících bezpečnostních opatření.

Navzdory současným platným limitům omezujícím přímou kontaminaci povrchové vody vypouštěnou vodou odpadní a důsledným sanačním opatřením na znečištěných plochách přisuzují recentním průmyslovým zdrojům kontaminace nezanedbatelný podíl na setrvalém znečištění vodních toků.

Peaky extrémně zvýšených koncentrací zaznamenané v časových řadách jsou dokladem silných krátkodobých úniků polutantů z lokálních bodových zdrojů. Jedná se o úniky ze zdrojů blízko profilu, jelikož na lokalitách umístěných jen několik kilometrů dále se tyto význačné nárůsty koncentrací již neprojeví, jelikož jsou snadno imobilizovány na pevné fázi. Druhou možností vysvětlující fakt, že na blízkých profilech nejsou zaznamenány stejné výchyly, je příliš krátká doba trvání kontaminační vlny, která může být pod rozlišovací schopností měření prováděného v měsíčních intervalech na dalším profilu. Posouzení správnosti obou možností ztěžuje i skutečnost, že na různých profilech byl odběr prováděn ve stejných měsících v různé dny. Osobně se přiklání spíše k první variantě, jelikož na profilech ležících pod sebou na stejném toku není patrná ani shoda pozvolných výchylek koncentrací zaznamenávaných po několik měsíců.

Sorbující se polycyklické aromatické uhlovodíky uvolněné v průběhu zaznamenaných úniků opakovaně kontaminují říční sedimenty a usazeniny nivy, odkud jsou posléze zvolna uvolňovány a rozhodně přispívají k tomu, že koncentrace PAU v povrchové vodě neklesají. Současné zdroje průmyslového znečištění tak mají vinou zmíněných úniků i nadále podíl na kontaminaci vodních toků. Třinecké železárně jsou zvláštním případem dokládajícím tento dlouhodobý vliv průmyslového provozu na vodní tok. K vyčíslení vlivu všech významných kontaminovaných ploch v areálu Třineckých železáren jsem v tomto případě neměl k dispozici dostatek dat. Avšak z nízké závislosti současných hodnot kontaminace povrchové a podzemní vody a především z neúspěšné korelace údajů o znečištění mezi blízkými profily Olše-dol. a Ropice usuzuji, že se přinejmenším ve zmíněném úseku řeky Olše nalézají tělesa sedimentů, jejichž úroveň znečištění nevyžaduje okamžitý sanační zásah, ale nezanedbatelným způsobem se podílejí na změnách koncentrací polycyklických aromatických uhlovodíků v protékající vodě. Takto znečištěné sedimenty se pravděpodobně nacházejí podél každého vodního toku v oblasti pod významným zdrojem znečištění, bez ohledu, zda se jedná o někdejší zdroj či o zdroj současný. Pro potvrzení tohoto předpokladu jsem však na území ostravského regionu nenalezl takové množství dat, jež by jej jasně prokázalo. Samotné lokální zdroje ale nemohou být hlavním původcem znečištění vodních toků. V takovém případě by se díky uplatňovaným bezpečnostním opatřením v průmyslových provozech a pokročilým sanačním metodám aplikovaným na likvidaci současných havarijních situací i objektů starých zátěží koncentrace PAU v povrchové vodě pozvolna snižovaly.

Získané výsledky tedy každopádně poukazují na přítomnost ustálených zdrojů kontaminace vodních toků polycyklickými aromatickými uhlovodíky. Jedná se o plošné zdroje, jež v dlouhodobém měřítku nevykazují známky stoupajících či klesajících trendů, nebo významnější kolísání. To nasvědčuje, že hledaným zdrojem znečištění je s největší pravděpodobností kontaminovaná atmosféra.

V okrajové části sledované oblasti se atmosféra díky široké rovnoměrné distribuci nižších koncentrací po velké ploše podle prozkoumaných údajů na kontaminaci vodních toků významněji podílí. Na území prostoru Nízkého Jeseníku nebo Moravskoslezských Beskyd v prostoru Karpatských příkrovů je pro téměř úplnou absenci průmyslových podniků znečištění atmosférickými PAU, které pochází ze vzdálenějších zdrojů, patrně jediným důležitým původcem plošné kontaminace. K nejsilnějšímu znečišťování dochází v těsné blízkosti zdrojů kontaminace, zejména v případě dopravy (Šnajdr, 2010). Rozšířenou a hustou sítí komunikací lze však považovat za plošný zdroj znečišťující úměrně intenzitě provozu rozsáhlou plochu oblastí. V prostoru centra ostravského regionu je díky průmyslovým zdrojům a především husté dopravní síti je podle mého názoru ovzduší nejdůležitějším původcem plošného znečištění PAU. Kvůli složitému komplexnímu procesu transportu polutantů z atmosféry do vody, zahrnujícímu srážkovou činnost a splachy kontaminovaných částic, stejně jako sorpční procesy na pevné fázi, dochází k vyrovnání kolísajících koncentrací PAU v ovzduší. Z tohoto důvodu bohužel není možné jednoznačně potvrdit přímou korelaci mezi znečištěním atmosféry a povrchové vody.

7.2. Zranitelnost zdrojů pitné vody ve sledované oblasti

Na základě shromážděných dat soudím, že největší riziko kontaminace PAU hrozí zdrojům pitné vody využívajícím mělkou freatickou zvědeň. Veškeré drobné vodní zdroje zvláště v blízkostech větších měst ohroženy potencionální lokální kontaminací. Míra znečištění povrchové vody napájející freatickou zvědeň může prudce kolísat v závislosti na jednorázových dotacích PAU přímo do říční sítě buď vlivem průmyslové činnosti či havárie, nebo nevhodným skladováním nebezpečných materiálů. Dalším faktorem významně ovlivňujícím míru kontaminace vodárensky využívaného objektu v blízkosti toku jsou velké sezónní výkyvy průtoku, nebo přímo povodňové události. Vzdálenější jímací objekty mají velmi nízké riziko ztráty jakosti v důsledku znečištění PAU, a mohou být ohroženy jen masivním zamořením v případě úniku velké kubatury polutantu v bezprostředním okolí zdroje. Nejvíce zranitelné jsou výše zmíněné vodárenské objekty využívající vodu povrchovou, ale jejich polohu a účinnou ochranu jejich sběrných areálů považuji za dostatečnou záruku proti riziku znečištění.

7.3. Ohrožení zdraví obyvatel

PAU se prokazatelně v povrchové a freatické vodě vyskytují, ale mimo silně kontaminovaných lokalit evidovaných databází SEKM se zde nenalézají v koncentracích, které by mohly ohrozit zdraví místních obyvatel způsobem akutní otravy. Přímému ohrožení chronickou a často i akutní otravou polycyklickými aromatickými uhlovodíky jsou vystaveni hlavně pracovníci průmyslových zařízení. Nebezpečí představuje zejména inhalace koncentrovaných výparů naftalenu a ostatních nízkomolekulárních PAU, nebo intoxikace způsobená vdechováním pevných kontaminovaných částic. Riziko těchto intoxikací, k nimž může dojít zejména za havarijních situací, je natolik vážné, že užívání předepsaných ochranných pomůcek a precizní dodržování bezpečnostních postupů je zcela nezbytné.

Otázka dlouhodobé chronické otravy závisí na způsobu a frekvenci přijímání PAU do lidského těla. Nejvýznamnějšími z těchto způsobů jsou na většině území, které je předmětem našeho zájmu, příjem znečištěné vody, nebo potravinových produktů, potažmo kontaminovaných živočichů napájených touto vodou.

Říční voda Odry pod Svinovem, Ostravice pod Frýdlantem (profil nad Morávkou), Olše pod Třincem a Opava mezi městy Opavou a Ostravou je bezpochyby významným zdrojem PAU schopným způsobit chronickou otravu. Podmínkou této otravy by však bylo dlouhodobé pravidelné požívání říční vody, resp. freatické vody čerpané ze zdroje v těsné blízkosti toku, nebo požívání ryb z této vody pocházejících. Plynné emise a spad částic kontaminovaných polycyklickými aromatickými uhlovodíky jsou příčinou zvýšené intoxikace pouze v blízkosti svých zdrojů. Dlouhodobé expozici a tudíž i riziku chronické otravy polutantem jsou vystaveni lidé pracující v okolí, obývající oblast v blízkosti průmyslových podniků, nebo nedaleko hustě využívané dopravní komunikace.

8. Závěr

Cíle mé diplomové práce jsem dosáhl pouze z části. Během přípravy jsem získal značné množství dat, ale jen část z nich byla použitelná pro účely mé práce v důsledku výše uvedené kvantity a kvality dostupných dat. Závěry, k nimž jsem došel v kapitole Diskuze k výsledkům, jsou obecně správné, ale nejsou na dostatečném počtu lokalit podloženy dlouhodobými měřeními. Dostupné údaje jsem však podle svých možností zpracoval a využil co nejvíce. Část sledující časové trendy znečištění se zaměřuje na jednotlivé profily, přičemž použitelnost dat je závislá na vzájemné návaznosti pouze těch časových úseků, kdy zde bylo prováděno pravidelné měření. Vypovídací hodnotu výsledků ovlivňuje malý počet měření prováděných na značné části profilů a měřících stanic. Důvodem je příliš krátká doba, po kterou jsou látky na sledovaných lokalitách monitorovány (na řadě z nich započala pravidelná měření teprve s rokem 2010). Je však patrné, že mezi roky 2008 – 2010 začaly měřicí sítě ČHMÚ, Povodí Odry i místních Hygienických služeb rozšiřovat počet lokalit, kde je prováděn pravidelný monitoring. Proto není pochyb, že kvantita a kvalita poskytovaných dat z ostravského regionu bude v následujících letech významně stoupat.

Vzhledem k nižším výpovědním hodnotám zobrazených grafických výstupů je nutno brát je spíše jako ilustraci k popsání situace jakosti vody na sledovaném území. Indikují závažnost znečištění na velkém podílu monitorovaných profilů, avšak nemohou poskytnout ucelený obraz o celém ostravském regionu. Má-li být efektivně zlepšena kvalita vody, je třeba nejprve zvýšit frekvenci sledování bodových lokalit a především dále rozšiřovat síť lokalit sledujících koncentrace polycyklických aromatických uhlovodíků v povrchové vodě spolu s průtoky a celkovým organickým znečištěním, zejména na střední partii povodí Ostravice a Olše. Důležité je také nadále pokračovat v rozšiřování sítě měřících stanic PAU v atmosféře, aby mohl být lépe posouzen, a posléze vyčíslen dopad recentního plošného znečišťování ovzduší na kontaminaci vodních zdrojů.

Tato práce může sloužit jako základ pro řešení problému ve sledované oblasti pro období, kdy zde bude dostupné větší množství statisticky využitelných dat. Pokud se tato práce stane podnětem k dalšímu zdokonalení monitoringu, vedoucímu k identifikaci a k sanaci antropogenních zdrojů polycyklických aromatických uhlovodíků na území ostravského regionu, bude její účel splněn.

Seznam použité literatury a internetových zdrojů

- Alloway, B. J. Chemical principles of environmental pollution
1997, London
- Čížek, Zdeněk (Nebezpečné) vlastnosti odpadů: sborník referátů ze
semináře
1994, Praha
- Světová zdravotnická organizace:
Selected non-heterocyclic polycyclic aromatic
hydrocarbons
1998, Genéve
- Grmela, A.
Rapantová, N.
Havelka, J.
Jelínek, P.: Některé poznatky ze studie hydrogeologických
propojení mezi Ostravskou a Oderskou částí zatápěné
ostravské dílčí pánve, zpráva HS
2003, Ostrava
- Holoubek, Ivan: Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAHs) v prostředí
1996, Praha
- POP's Persistentní organické polutanty; Nová strategie
EU v oblasti chemických látek
2001, Praha
- Hynie, Ota: Hydrogeologie ČSSR.I, Prosté vody
1961, Praha
ČSAV
- Chlupáč, Ivo: Geologická minulost České republiky
2002, Praha
Academia
- Kužílek, Vladimír: Polycyklické aromatické uhlovodíky v hydrosféře
1994, Praha
- Květ, Radan: Hydrogeochemie ostravska
1980, Brno
ČSAV
- Laws, Edward A.: Aquatic pollution a introductory text
1993, New York

- Marvanová, Soňa: Genotoxicita polyaromatických sloučenin v jaterních progenitorových buňkách, disertační práce
2009, Brno
- Pitter, Pavel: Hydrochemie
1999, Brno
VŠCHT
- Raclavská, H.
Kuchařová, J.
Plachá, D.: Podklady k provádění Protokolu o PRTR – Přehled
metod a identifikace látek sledovaných podle Protokolu
o registrech úniků a přenosů znečišťujících látek v
únicích do půd, VŠB,
2008, MŽP Praha
- Sedláček, Jan: Studium sedimentů kontinentálního zalednění ve
východní části Opavska, diplomová práce
2008, Brno
- Šnajdr, Vladimír: Environmentální zatížení PAH's v blízkosti komunikací
oblasti Kyjova, bakalářská práce
2010, Brno
- Šráček, Ondřej: Kontaminační hydrogeologie
2002, Praha
Karolinum
- Tehrany, S. M.: Bakteriální degradace perzistentních látek
2001, Praha
- Vojtěchová, Ivana: Vliv intenzity dopravy a meteorologických podmínek na
znečištění ovzduší, diplomová práce
2009, Brno
- Ministerstvo životního prostředí: databáze Systému Evidence
Kontaminovaných Míst (SEKM)
webová aplikace MŽP-Praha
- Mašková, Eliška: ústní pohovor na téma zdroje znečištění životního
prostředí v povodí Odry, v Ostravě 2011

Zdroje volně dostupné na internetu:

Plán oblasti povodí Odry 2011 – 2013 (Povodí Odry)
online web www.pod.cz

Český hydrometeorologický ústav (ČHMÚ)
online web www.chmi.cz

Geologický vývoj území české republiky (Kachlík, 2010)
online internetová publikace
web.natur.cuni.cz/ugp/kachlik/RegionalniGeologie/Geol.%20v%20fdvoj%20%c8R-Kachl%20-%20Surao.zip

Zdravotní ústav v Ostravě
online web www.zuova.cz

Česká geologická služba (ČGS)
online web www.geology.cz

Krajská hygienická stanice Moravskoslezského kraje
online web www.khsova.cz

materiály Ministerstva životního prostředí
online web www.mzp.cz

databáze toxických látek Sdružení Arnika
online web www.arnika.org

materiály poskytované organizací EPA
online web www.epa.gov

přehled platných zákonů z registru povinností
online web www.registrpovinnosti.com